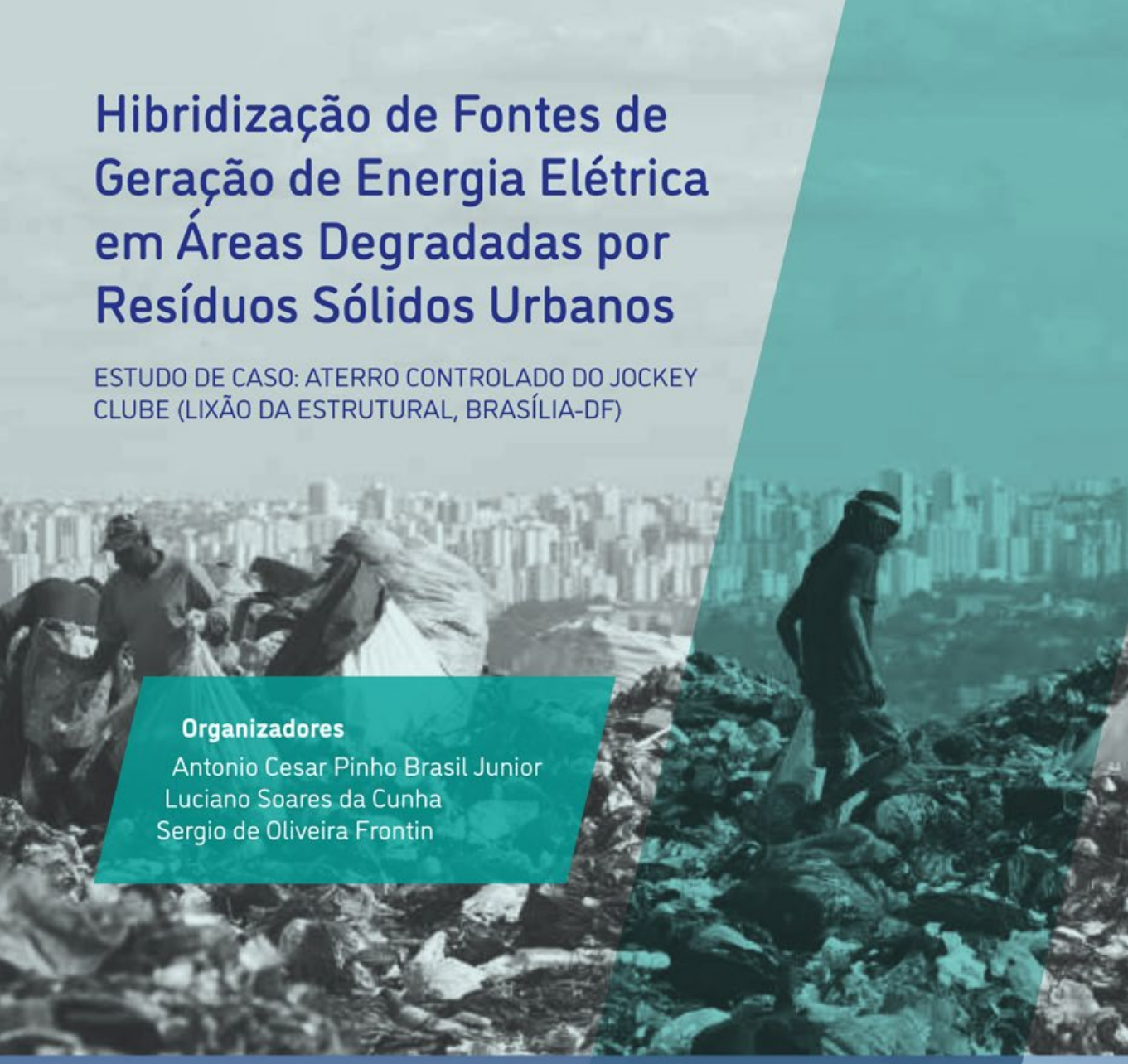
Hibridização de Fontes de Geração de Energia Elétrica em Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos

ESTUDO DE CASO: ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUBE (LIXÃO DA ESTRUTURAL, BRASÍLIA-DF)



Organizadores
Antonio Cesar Pinho Brasil Junior
Luciano Soares da Cunha
Sergio de Oliveira Frontin

Hibridização de Fontes de Geração de Energia Elétrica em Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos

ESTUDO DE CASO: ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUBE (LIXÃO DA ESTRUTURAL, BRASÍLIA-DF)

Organizadores

Antonio Cesar Pinho Brasil Junior
Luciano Soares da Cunha
Sergio de Oliveira Frontin

1ª Edição

Brasília
2021

Gráfica Ideal
Tiragem: 2.000 livros

Hibridização de Fontes de Geração de Energia Elétrica em Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos

ESTUDO DE CASO: ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUBE (LIXÃO DA ESTRUTURAL, BRASÍLIA-DF)

Organizadores

Antonio Cesar Pinho Brasil Junior
Luciano Soares da Cunha
Sergio de Oliveira Frontin

ANEEL
Agência Nacional de Energia Elétrica
P&D - Programa de Pesquisa e Desenvolvimento

Proponente
CEB GERAÇÃO

Cooperada
CEB LAJEADO

Executora
Universidade de Brasília

Fundação de Apoio
FINATEC
Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos

Hibridização de Fontes de Geração de Energia Elétrica em Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos

Estudo de Caso: Aterro Controlado do Jockey Clube (Lixão da Estrutural, Brasília-DF)

Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel)
SGAN Quadra 603, Módulos I e J, Asa Norte
CEP: 70830-030. Brasília (DF).
André Pepitone da Nóbrega – Diretor-Geral

CEB Geração S.A.
SIA, Área de Serviços Públicos, Lote C, Bloco M
CEP: 71215-902. Brasília (DF).
Luiz Eduardo Sá Roriz – Diretor-Geral

CEB Lajeado S.A.
SIA, Área de Serviços Públicos, Lote C, Bloco M
CEP: 71215-902. Brasília (DF).
João Wellisch – Diretor-Geral

Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos (Finatec)
Campus Universitário Darcy Ribeiro, Ed. Finatec, Asa Norte
CEP: 70910-900. Brasília (DF)
Armando de Azevedo Caldeira Pires – Diretor-Presidente

Universidade de Brasília (UnB)
Campus Universitário Darcy Ribeiro, Reitoria, Asa Norte
CEP 70910-900. Brasília (DF).
Márcia Abrahão Moura – Reitora

Capa, projeto gráfico e editoração
Casa 73

Revisão
Ricardo Dayan

Catalogação na Fonte
Centro de Documentação – CEDOC

H625
Hibridização de fontes de geração de energia elétrica em áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos: estudo de caso: aterro controlado do Jockey Clube (Lixão da Estrutural, Brasília-DF) / Antonio Cesar Pinho Brasil Junior, Luciano Soares da Cunha, Sergio de Oliveira Frontin (organizadores). – Brasília, DF : Casa 73, 2021.

Inclui bibliografias e índice.
532 p. : il.
ISBN: 978-65-990729-4-9

1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Hibridização de Fontes de Geração de Energia. 3. Hub Energético. I. Brasil Junior, Antonio Cesar Pinho. II. Cunha, Luciano Soares. III. Frontin, Sergio de Oliveira. IV. Título.

CDU 620.91

Esta publicação é parte integrante das atividades desenvolvidas no âmbito do Programa de P&D da Aneel.

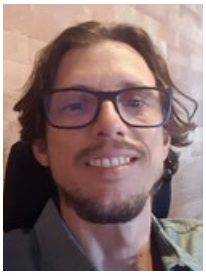
Este livro reflete a opinião dos autores baseada nos relatórios produzidos pelas entidades executoras do projeto. As conclusões e opiniões apresentadas não necessariamente refletem o posicionamento da Aneel ou de qualquer das empresas e instituições desse projeto de pesquisa.

Os textos contidos nesta publicação podem ser reproduzidos, armazenados ou transmitidos, desde que a fonte seja citada.

Todos os direitos estão reservados pelas empresas indicadas.

COORDENADORES

Antonio Cesar Pinho Brasil Junior, engenheiro mecânico pela Universidade Federal do Pará – UFPA (1982), com mestrado em Engenharia Mecânica pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – PUC-Rio (1985). Doutorado na área de *Thérmique et Energetique* na Ecole Centrale de Lyon – França em 1992. Atualmente, é professor associado da Universidade de Brasília – UnB, no Departamento de Engenharia Mecânica e no Centro de Desenvolvimento Sustentável. Na área de ciências mecânicas, os principais temas de interesse são: elementos finitos em fluidos, escoamentos turbulentos e escoamentos ambientais. Alternativamente, o docente atua na área de Desenvolvimento Sustentável, com interesses nos modelos para o desenvolvimento nos biomas Amazônia e Pantanal, explorando temáticas de pesquisa que envolvam, de maneira interdisciplinar, a sustentabilidade de opções tecnológicas.



Luciano Soares da Cunha, professor associado do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília – UnB. Concentra suas pesquisas na interface da Hidrogeologia e Geofísica rasa aplicadas à Geotecnia e ao Meio Ambiente. As pesquisas em Hidrogeologia contemplam estudos hidroquímicos de contaminação e poluição de aquíferos, modelamento de fluxo subterrâneo, vulnerabilidade/risco e modelos previsionais e gestão de Resíduos Sólidos Urbanos. As investigações geofísicas envolvem métodos elétricos e eletromagnéticos no domínio do tempo e da frequência aplicados a pesquisas sobre classificação dos materiais (1ª, 2ª e 3ª categoria) em obras de infraestrutura (rodovias e ferrovias) e integridade de pilares (viadutos e pontes). Estas pesquisas são estruturadas na aquisição, processamento e integração de dados em ambientes SIG e modelagens 3D. Desde 2016, vem coordenando em conjunto com pesquisadores do Laboratório de Ambiente e Energia – LEA o desenvolvimento de projetos inovadores de hibridização da remediação ambiental, recuperação energética e geração primária de energia elétrica na área degradada por Resíduos Sólidos Urbanos do Aterro do Jockey Clube (Lixão da Estrutural), Distrito Federal.

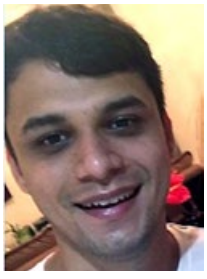
Sergio de Oliveira Frontin, engenheiro eletricista formado pela Escola Nacional de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ (1969) e mestre em Sistemas de Potência pelo *Rensselaer Polytechnic Institute* em Troy (New York, Estados Unidos, 1971). Trabalhou em Furnas Centrais Elétricas S.A (1967-1987 e 1992-1997), Centro de Pesquisas de Energia Elétrica – Cepel (1988), Itaipu Binacional (1989-1991) e Agência Nacional de Energia Elétrica – Aneel (1998-2008). É ex-professor da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – PUC-Rio (1972-1977), do Instituto Militar de Engenharia do Rio de Janeiro (1978) e da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ (1980 a 1986). Atualmente, é pesquisador/colaborador da Universidade de Brasília – UnB e consultor nas áreas de energia, regulação, geração, transmissão, tecnologia da informação e gestão de conhecimento.

AUTORES EM ORDEM ALFABÉTICA

Ana Luísa Arduini Folster, graduada em Engenharia Elétrica pela Universidade de Brasília – UnB (2019). Estagiou nos setores privado e público como projetista de instalações elétricas e fiscal de obras. Como Trabalho de Conclusão de Curso, estimou o potencial de geração solar fotovoltaica em lixões no Brasil, cujos resultados constam neste livro. Na área de energias renováveis, possui interesse no uso humanitário e consciente da energia em prol da democratização do acesso e redução das desigualdades sociais.

Ana Rafaela Sobrinho de Miranda, graduada em Engenharia de Energia pela Universidade de Brasília – UnB (2016), com mestrado em Sistemas Mecatrônicos pela Universidade de Brasília (2018), e doutoranda em Ciências Mecânicas pela mesma universidade. Integra o grupo de pesquisadores do Laboratório de Energia e Ambiente (LEA) da Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília. Atualmente, desenvolve pesquisas em remediação ambiental de áreas degradadas por resíduos sólidos, com foco em emissões atmosféricas de metano. Atuou em pesquisas com turbinas hidrocinéticas, produção de biodiesel e modificação de catalisadores, produção de biogás e biofertilizante por biodigestor e energias renováveis em comunidades isoladas.

Anésio de Leles Ferreira Filho, engenheiro eletricista pela Universidade Federal de Uberlândia – UFU (1993), com mestrado em Engenharia Elétrica pela mesma universidade (1997). Doutorado na área de qualidade da energia elétrica pela Universidade de Brasília – UnB (2008) e pós-doutorado na University of Oxford (2017). Atualmente, é professor associado do quadro da Universidade de Brasília e coordenador do Laboratório de Redes Elétricas Inteligentes. Tem atuado em Qualidade da Energia e Redes Elétricas Inteligentes, principalmente nos seguintes temas: desequilíbrio de tensão, harmônicas e inter-harmônicas, e impactos da integração na rede elétrica das gerações fotovoltaica e eólica e, ainda, de veículos elétricos e armazenamento de energia. Tem participado de alguns projetos de pesquisa e desenvolvimento (P&D) no âmbito do setor elétrico brasileiro, tendo coordenado estes.



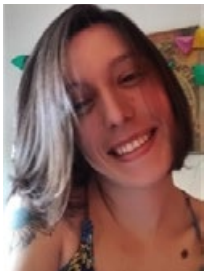
Arthur Monteiro Filho, graduado em Engenharia Mecânica pela Universidade Federal do Espírito Santo – UFES (2015), com mestrado em Engenharia Mecânica pela Universidade de Brasília – UnB (2018). Tem experiência na área de combustão com Gás Natural, análise energética e desenvolvimento de sistema de Informação para Monitoramento e Diagnóstico de Desempenho de Unidades Termelétricas com Motor de Combustão Interna. Atua também na área de energias renováveis com estudos na área de hibridização de plantas heliotérmicas e estudo de aproveitamento de Resíduos Sólidos Urbanos para geração de energia.

Carlos Alberto Gurgel Veras, engenheiro mecânico da área de sistemas térmicos, com mestrado em Propulsão Aeroespacial. Concluiu doutorado sanduíche em 1997, pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – USP, desenvolvendo a pesquisa por 30 meses no *Technical Research Centre of Finland* (VTT/Energy). Em 1998, concluiu um programa de pós-doutoramento no Laboratório de Combustão e Propulsão do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE e, em 2006, concluiu um segundo pós-doutoramento no *College of Forest Resources* da Universidade de Washington em Seattle (EUA). Foi coordenador do programa de Iniciação Científica (PIBIC), Chefe do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade de Brasília – UnB e Diretor de Satélites, Aplicações e Desenvolvimento da Agência Espacial Brasileira. É professor do Departamento de Engenharia Mecânica da UnB desde 1998. Realiza pesquisa básica e aplicada nas seguintes áreas: pirólise e gaseificação de biomassa, combustão, propulsão de foguetes e mísseis, incêndios florestais, métodos numéricos, sistemas energéticos, entre outras.

Fábio Cordeiro de Lisboa, engenheiro mecânico pela Universidade de Brasília – UnB, especialista (MBA) em Gerenciamento de Projetos pela Fundação Getúlio Vargas – FGV (RJ), mestre em Engenharia Mecânica e de Materiais pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e doutor em Ciências Mecânicas pela Universidade de Brasília – UnB. Experiência em Gerenciamento de Projetos e desenvolvimentos de produtos, atuando em empresas como Nokia, Brastemp, Jabil, Ambev e Brady. Professor do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal do Amazonas (UFAM) até 2016. Atualmente, é professor do curso de Engenharia Automotiva da UnB com pesquisas nas áreas de combustão e gaseificação com ênfase na conversão energética de resíduos sólidos.

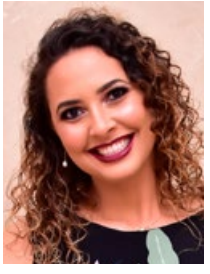
Felipe Leite Nisiyama, engenheiro civil formado pela Universidade de Brasília – UnB (2016), com mestrado em Geotecnia pelo Programa de Pós-Graduação em Geotecnia, da Universidade de Brasília (2019). Sua pesquisa esteve orientada ao campo da geotecnia ambiental, com ênfase no diagnóstico de passivos ambientais e os riscos à saúde humana relacionados a estes. Foi Assessor Técnico do Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal – SLU/DF na operação da Unidade de Recebimento de Entulhos, antigo Aterro Controlado do Jockey Clube (Lixão da Estrutural, Brasília/DF). Atualmente, é prestador de serviços técnicos à Organização Pan-Americana de Saúde (OPAS), apoiando a Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental (CGVAM) do Ministério da Saúde e atuando na estruturação do programa de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Contaminantes Químicos (VIGIPEQ).

Gabriela Silva Ferreira, graduada em Ciência Política (2014) e Geologia (2019) pela Universidade de Brasília – UnB. Durante a graduação, desenvolveu projetos de pesquisa com Sistema de Informações Geográficas, Sensoriamento Remoto e Análise de Qualidade de Solos e Águas Superficiais e Subterrâneas. Estagiou especialmente na área pública passando por instituições como a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa (Sede) e o Ministério de Minas e Energia (Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral). Realizou ainda projetos de Mapeamento Geológico nos estados de Goiás, Tocantins, Minas Gerais e no Distrito Federal.



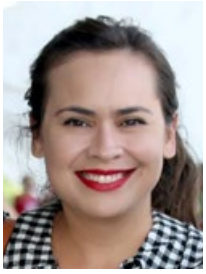
Giovanna Orletti Del Rey, graduada em Geologia pela Universidade de Brasília – UnB (2017), com mestrado em Geoquímica (2020) pelo Instituto de Geociências da Universidade de Brasília. Desenvolveu sua pesquisa de mestrado no Aterro Controlado do Jockey Clube de Brasília, onde estudou os processos químicos e isotópicos que ocorrem em áreas de deposição de resíduos. Sua pesquisa teve como objetivo detalhar as diversas reações químicas e isotópicas que regem a geração energética por meio de resíduos, além de avaliar os impactos ambientais causados pela percolação de lixiviado no meio ambiente subterrâneo. Além disso, tem experiência nas áreas de hidrogeologia, geoprocessamento ambiental e mapeamento geológico.

Hugo Mesquita, engenheiro mecânico pela Universidade Federal do Pará – UFPA (2013), com mestrado em Engenharia Mecânica pela mesma universidade (2016). Doutorando na área de Energia e Ambiente pela Universidade de Brasília – UnB. Atualmente, é professor adjunto associado da Universidade Federal do Pará, campus de Tucuruí, no Departamento de Engenharia Mecânica. Na área de ciências mecânicas, os principais temas de interesse são: elementos finitos em fluidos, transporte pneumático, combustão e escoamentos de sólidos. Alternativamente, atuou em projetos de conversão energética, soluções de remediação ambiental de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos, modelos para escoamento em silos e análise e monitoramento de grupos geradores de diesel de baixa potência que utilizem combustível vegetal em regime de longa operação.



Johanna Augusta Arend dos Santos, engenheira ambiental pela Universidade de Brasília – UnB (2019). Atualmente, cursa o mestrado no Programa de Pós-Graduação em Geotecnia da Universidade de Brasília – UnB. Desenvolveu um projeto de iniciação científica na área de geotecnia aplicada a meios porosos não saturados. Estagiou no Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal – SLU/DF, na Secretaria de Portos – SEP/PR e na GIZ, adquirindo experiências nas áreas de gestão, logística e geoprocessamento. Realizou também um intercâmbio de um ano e meio na Alemanha, por meio do programa Ciências sem Fronteiras, como bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES. Participou do Projeto RAEESA como parte do grupo de pesquisa da geotecnia.

Luiz Eduardo Sá Roriz, advogado, integrou a carreira de Procurador do Distrito Federal por 31 anos, exercendo o cargo de Subprocurador-Geral do Distrito Federal de 1994 a 2019. Pós-graduado em Direito Público e membro do Instituto dos Advogados do Distrito Federal. Entre outras funções desempenhadas, destacam-se: Secretário de Estado do Distrito Federal – Consultor Jurídico do Distrito Federal; Desembargador Auxiliar do Tribunal Regional Eleitoral do Distrito Federal; Diretor de Habitação e Regularização de Interesse Social da Agência de Desenvolvimento do Distrito Federal – TERRACAP; Diretor de Desenvolvimento e Comercialização da Agência de Desenvolvimento do Distrito Federal – TERRACAP; Secretário-Geral da Ordem dos Advogados do Brasil (OAB-DF); Presidente/Coordenador Nacional das Caixas de Assistência dos Advogados da Ordem dos Advogados do Brasil – Conselho Federal; Conselheiro da OAB-DF. Atualmente, é Presidente da Companhia Brasiliense de Gás (CEBGAS S.A.) e da CEB Geração S.A., empresas do grupo da Companhia Energética de Brasília (CEB).



Marcela Cardoso Rodrigues, engenheira ambiental pela Universidade Católica de Brasília – UCB (2017), especialista em Direito Urbanístico e Ambiental (2018) e mestranda do Programa de Ciências Mecânicas da Universidade de Brasília – UnB, com pesquisa voltada para a análise do uso do infravermelho termal na localização de biogás em aterros sanitários. Atuou na elaboração de políticas públicas na Câmara dos Deputados de 2013 a 2018 e compõe o corpo técnico da Companhia de Desenvolvimento e Administração da Área Metropolitana de Belém – CODEM, com atuação em licenciamento ambiental para fins de regularização fundiária.

Marcos Paulo Ribeiro Garcia, graduando em Engenharia Automotiva pela Universidade de Brasília – UnB / Campus do Gama. Atuou como líder da área de estruturas e aerodinâmica na Equipe Fórmula SAE Elétrico FGR (2017). Atualmente, trabalha na Empresa Júnior Engrena, do curso de Engenharia Automotiva do Campus do Gama da Universidade de Brasília (2020), onde atuou nas áreas de Inovação e Gestão de Pessoas.

Mario Benjamim Baptista Siqueira, engenheiro mecânico pela Universidade de Brasília – UnB (1989), com mestrado em Engenharia Mecânica pela Universidade Técnica de Lisboa (1994) e doutorado conferido pelo Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Escola de Engenharia da Universidade Duke (2002). Atualmente, é professor associado do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade de Brasília, atuando na área de Energia e Ambiente. Tem experiência na área de interação biosfera-atmosfera com ênfase em processos ocorrentes na Camada Limite Atmosférica ligados à mecânica dos fluidos e transferência de calor e massa em sistemas naturais. Atua também na área de energias renováveis, principalmente em estudos dos recursos energéticos renováveis (solar, eólico e biomassa) e as relações entre estes e as tecnologias de aproveitamento para geração de energia e melhoria de eficiência energética de processos.

Priscila Trifiletti Crespo, geóloga formada pela Universidade de Brasília – UnB (2021). Atuou na graduação como estagiária do Projeto referente ao tema deste livro, contribuindo com pesquisa na avaliação das condições hidroquímicas e de metanogênese da área de estudo, com ênfase em análise de dados de geoquímica e de isótopos.

Rafael Amaral Shayani, engenheiro eletricista, com ênfase em Energia e Automação, pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – USP (1998). Obteve o grau de mestre (2006) e de doutor (2010), ambos pela Universidade de Brasília – UnB, onde pesquisou sistemas fotovoltaicos isolados e conectados à rede elétrica. É professor do Departamento de Engenharia Elétrica da Universidade de Brasília, onde pesquisa a integração da energia solar fotovoltaica, tanto na rede elétrica de distribuição (aspectos técnicos) quanto na matriz energética (aspectos de política energética). É membro da Comunidade Bahá'í do Brasil, cuja visão de unidade mundial lhe possibilita analisar o setor energético de forma global, em busca de soluções sustentáveis para o planeta como um todo.

Roberto Ventura Santos, geólogo (1983) e mestre em Geologia Econômica e Prospecção Mineral pelo Instituto de Geociências da Universidade de Brasília – UnB (1988). Possui PhD em Geophysical Sciences pela University of Chicago, onde desenvolveu estudos relacionados à geoquímica isotópica. Atualmente, é professor associado IV do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, onde leciona e desenvolve pesquisas relacionadas a processos geológicos e ambientais usando como ferramentas principais a geocronologia e geoquímica isotópica. É orientador de mestrado e doutorado do Programa de Pós-graduação em Geologia avaliado com nota 7 pela CAPES. Nos últimos anos, tem se dedicado a estudos sobre estratigrafia isotópica, geoquímica ambiental e paleoclimatologia. Pesquisador 1C do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, foi diretor do Ministério de Minas e Energia, do Centro Gestor e Operacional do Sistema de Proteção da Amazônia e do Serviço Geológico do Brasil – CPRM.

Welitom Rodrigues Borges, graduado em Geologia pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT (2000), com mestrado (2002) e doutorado (2007) em Geofísica no Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo – USP. Atualmente, é professor associado do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília – UnB. Desde 2000, desenvolve pesquisas na área de geofísica aplicada a estudos geotécnicos, ambientais, hidrogeológicos e forenses.

Vitor Rodrigues Rossi, graduando em Engenharia de Energia, na Universidade de Brasília – UnB. Integrou o projeto de extensão Catavento (2016) na Universidade de Brasília, mediando conhecimento sobre fontes de energia renovável e sustentabilidade a alunos do ensino médio de escolas públicas. Estagiou na Agência Nacional de Energia Elétrica – Aneel (2017-2018), na Superintendência de Fiscalização Financeira e Econômica – SFF, onde realizou análise de dados de distribuidoras de energia elétrica de todo o país. Atualmente, é estagiário na Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB/DF, na Superintendência de Projetos Especiais e Novos Negócios, onde atua na área de Gestão de Energia e Eficiência Energética.

SUMÁRIO

PREFÁCIO 23
RESUMO GERENCIAL 25

CAPÍTULO 1
Contextualização sobre a Conversão Energética de Resíduos Sólidos Urbanos

RESUMO 36
1. INTRODUÇÃO 36
2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: A DIMENSÃO DO PROBLEMA 40
3. SUSTENTABILIDADE DA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS 48
4. IMPACTOS AMBIENTAIS NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: RECUPERAÇÃO E DESTINO FINAL 53
5. FECHAMENTO E REMEDIAÇÃO DE ATERROS ANTIGOS 58
6. TECNOLOGIAS DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA (*WASTE-TO-ENERGY*) 60
6.1 Conversão Bioquímica 61
6.2 Conversão Térmica 62
6.2.1 Combustão completa (incineração) 65
6.2.2 Gaseificação 66
6.2.3 Pirólise 67
6.3 Intercomparação de Tecnologias 68
7. CONCLUSÕES 74
REFERÊNCIAS 75

CAPÍTULO 2
Conceito de Hub Energético Sustentável para Unidades de Recuperação Energética de Resíduos Sólidos Urbanos

RESUMO 82
1. INTRODUÇÃO 82
2. VISÕES CRÍTICAS SOBRE TECNOLOGIAS *WASTE-TO-ENERGY* 83
3. O CONCEITO DE HUB ENERGÉTICO (HUBe) 85
4. INSERÇÃO DE PRECEITOS DE SUSTENTABILIDADE (CONCEITO HUBeS) 87
5. CONCEITO DE HUB ENERGÉTICO SUSTENTÁVEL APLICADO A USINAS *WTE* 91
6. CONCLUSÕES 94
REFERÊNCIAS 94

CAPÍTULO 3
Marcos Regulatórios Relacionados ao Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos

RESUMO 98
1. INTRODUÇÃO 98
2. SITUAÇÃO ATUAL E AS PERSPECTIVAS DE GERAÇÃO DE ENERGIA POR RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DOS RSU 99
3. POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS 102
   3.1 Regulamentação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos 106
   3.2 Disciplinamento da Recuperação Energética dos RSU 106
   3.3 Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Planares 107
   3.4 Avaliação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos 108
4. MARCOS REGULATÓRIOS DO DISTRITO FEDERAL, DOS ESTADOS E MUNICÍPIOS 110
   4.1 Brasília – Distrito Federal 110
   4.2 Goiânia – Goiás 111
   4.3 Região Metropolitana da Grande Vitória – Espírito Santo 112
   4.4 Estado de São Paulo 113
   4.5 Cidade de Campo Grande – Relatório EPE 113
5. MARCOS REGULATÓRIOS GERAIS 114
   5.1 Indicadores dos Marcos Regulatórios Gerais 115
   5.2 Lei n.º 14.026 de 15 de Julho de 2020 – Marco Saneamento Básico 116
6. RESOLUÇÕES DA AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL) 116
   6.1 Geração Distribuída 116
   6.2 Redução de Tarifas de Uso dos Sistemas de Transmissão e Distribuição 117
   6.3 Outorgas de Concessão 118
7. RESOLUÇÃO DA AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP) 118
8. LEILÕES DE ENERGIA 118
   8.1 Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos 119
   8.2 Gás de Aterro 119
   8.3 Biogás de Biodigestão 120
   8.4 Exemplos de Leilões 120
9. LICENCIAMENTO AMBIENTAL DE PLANTAS DE GERAÇÃO DE ENERGIA 122
10. PLANTAS DE GERAÇÃO DE ENERGIA POR RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DOS RSU 123
   10.1 Usina Aterro Bandeirante 124
   10.2 Usina Aterro São João 124
   10.3 Usina Verde 124
11. CONCLUSÕES 125
REFERÊNCIAS 126
ANEXO 1. LEGISLAÇÃO DO DISTRITO FEDERAL SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS 128
ANEXO 2. MARCOS REGULATÓRIOS GERAIS NA ESFERA FEDERAL 129

CAPÍTULO 4
Histórico do Antigo Aterro Controlado do Jockey Clube (Lixão da Estrutural, Brasília-DF)

RESUMO 138
1. INTRODUÇÃO 138
2. LOCALIZAÇÃO DO ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUBE 140
3. HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO E OPERAÇÃO DO ACJC 140
4. QUANTITATIVO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO ACJC 142
5. ASSINATURA GEOELÉTRICA DO MACIÇO DE RESÍDUOS DO ACJC 144
6. SITUAÇÃO ATUAL DA ÁREA 151
REFERÊNCIAS 152

CAPÍTULO 5
Aproveitamento do Recurso Solar em Áreas de Lixões Desativados – Tecnologias, Desafios e Oportunidades

RESUMO 156
1. INTRODUÇÃO 156
2. SISTEMAS FOTOVOLTAICOS EM ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS 160
2.1 Compatibilização de Aterros de Resíduos Urbanos com o Projeto de Sistemas Fotovoltaicos 166
2.2 Efeito da Existência de uma Cobertura sobre o Solo do Aterro 167
2.3 Efeito da Inclinação e Orientação do Terreno 168
2.4 Efeito da Composição do Lixo e da Idade do Aterro 169
2.5 Efeito dos Requisitos de Manutenção do Aterro 169
2.6 Impactos dos Sistemas Fotovoltaicos nos Aterros 169
3. TECNOLOGIAS SOLARES HELIOTÉRMICAS PARA UTILIZAÇÃO EM GERAÇÃO DE ELETRICIDADE 170
3.1 Panorama Global de Aplicações Heliotérmicas 174
3.2 Plantas Híbridas 177
3.2.1 Hibridização PV-CSP 185
4. ANÁLISES ECONÔMICAS DE SISTEMAS HÍBRIDOS DE GERAÇÃO DE ENERGIA 187
4.1 Hibridização de Fontes de Geração 187
4.2 Plataformas Computacionais para Análise Financeira de Sistemas Híbridos 188
5. CONCLUSÕES 190
REFERÊNCIAS 191
ANEXO A 195

CAPÍTULO 6
Processos de Conversão Termoquímicos

RESUMO 200
1. INTRODUÇÃO 200
2. CONVERSÃO DE ENERGIA TÉRMICA EM ELETRICIDADE 201
3. COMBUSTÃO DIRETA EM INCINERADORES 203
4. PIRÓLISE DE RESÍDUO SÓLIDO URBANO (RSU) 206
5. GASEIFICAÇÃO DE RSU 208
   5.1 Gaseificadores de Leito Fixo 209
   5.2 Gaseificador de Fluxo de Arraste 211
   5.3 Gaseificador de Leito Fluidizado 212
6. MODELO PARA GASEIFICAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDO URBANO 214
   6.1 Equilíbrio Químico e Termodinâmico 215
   6.2 Solução Numérica 216
   6.3 Caracterização do *Syngas* 217
   6.4 Caracterização de Combustíveis Sólidos 219
7. ESTUDO DE CASO 220
   7.1 Amostragem e Caracterização por Separação Gravimétrica 221
   7.2 Caracterização de Amostra Submetida a Carbonização 222
   7.3 Resultados e Discussão 222
      7.3.1 Gravimetria dos resíduos 223
      7.3.2 Análise do RSU carbonizado 224
      7.3.3 Análise de RSU peneirado e seco 224
      7.3.4 Cálculo do potencial energético do aterro 226
8. CONCLUSÕES 226
REFERÊNCIAS 227

CAPÍTULO 7
Análise Bibliométrica do Fluxo de Metano a partir de Áreas de Disposição de Resíduos Sólidos

RESUMO 232
1. INTRODUÇÃO 232
2. *SOFTWARE* SCIMAT 235
   2.1 Base de Dados *Scopus* 237
3. DESENVOLVIMENTO DAS ANÁLISES 237
   3.1 Pré-processamento de Dados 238
   3.2 Parâmetros das Análises 238
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES 239
   4.1 Análise Longitudinal 242
   4.2 Diagramas Estratégicos 244
   4.3 Redes Temáticas de *Clusters* 246
5. CONCLUSÕES 249
REFERÊNCIAS 250

CAPÍTULO 8
Aplicação de Investigações Geofísicas e Geotécnicas para a Caracterização de Maciços de Resíduos. Uma Revisão do Estado da Arte

RESUMO....254
1. INTRODUÇÃO....254
2. MÉTODOS GEOFÍSICOS: UMA FERRAMENTA MULTIDISCIPLINAR....255
2.1 Aplicabilidade de Métodos Geofísicos para a Caracterização de Maciços de Resíduos para Aproveitamento Energético....258
2.2 Arranjo Geométrico da Deposição dos Resíduos....259
2.3 Composição do Maciço de Resíduos....264
2.4 Distribuição da Umidade ao Longo do Maciço....266
2.5 Zonas com Acúmulo de Biogás....270
3. APLICAÇÃO DE MÉTODOS GEOTÉCNICOS PARA CARACTERIZAÇÃO DE SOLOS....273
3.1 Aplicação de Métodos Geotécnicos para Caracterização de Maciços de Resíduos....274
4. CONCLUSÕES....278
REFERÊNCIAS....279

CAPÍTULO 9
Aproveitamento Energético do Gás Metano e Mineração

RESUMO....284
1. INTRODUÇÃO....284
2. TECNOLOGIAS DE PROCESSAMENTO DE GÁS DE ATERRO....287
2.1 Processamento Primário: Secagem do Gás....288
2.2 Processamento Secundário – Dessulfurização....290
2.3 Processamento Secundário – Remoção de Siloxanos....290
2.4 Redução do Teor de Dióxido de Carbono....291
3. CUSTOS DE REFERÊNCIA PARA A PURIFICAÇÃO DE GÁS DE ATERRO....292
4. GASES DE ATERRO....293
5. GERAÇÃO DE ENERGIA POR CALDEIRAS....297
6. GERAÇÃO POR MOTOR DE COMBUSTÃO INTERNA....297
7. USINAS DE COGERAÇÃO CHP....299
8. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM UM MOTOR STIRLING....300
9. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM UMA CÉLULA DE COMBUSTÍVEL....301
10. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM UMA TURBINA A GÁS....301
11. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM UMA MICROTURBINA A GÁS....302
12. CONCLUSÕES....303
REFERÊNCIAS....305

CAPÍTULO 10
Aproveitamento Energético de Combustíveis Minerados de Aterro Sanitário

RESUMO 308
1. INTRODUÇÃO 308
2. MINERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS 311
3. MAAS - AMOSTRAGEM, PROCESSAMENTO E CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS 316
4. CONVERSÃO ENERGÉTICA – SOLUÇÕES TECNOLÓGICAS NO ÂMBITO MAAS 318
   4.1 Características Básicas dos Insumos Principais 318
   4.2 Custos Básicos das Tecnologias de Conversão Térmica 323
   4.3 MAAS – Rotas Tecnológicas para a Recuperação Energética 324
5. ROTAS TECNOLÓGICAS PRINCIPAIS DE CONVERSÃO ENERGÉTICA DE RSU 328
   5.1 Rota 1 – Turbina a Vapor – Ciclo Simples ou Combinado 328
   5.2 Rota 2 – Motor de Combustão Interna 330
6. MAAS - VALORIZAÇÃO DE MINERADOS OU PRODUTOS SECUNDÁRIOS 331
   6.1 Pirólise 331
   6.2 Gaseificação 334
   6.3 Combustão 335
7. UTILIZAÇÃO DE COMBUSTÍVEIS MINERADOS EM MÁQUINAS TÉRMICAS 337
8. CALDEIRAS E RECUPERADORES DE CALOR (CICLO RANKINE) 338
9. TURBINA A GÁS (CICLO BRAYTON) 338
10. MOTOR A GÁS (CICLO OTTO) 339
11. CONCLUSÕES 339
REFERÊNCIAS 340

CAPÍTULO 11
Possibilidades de Aplicação de Tecnologias Heliotérmicas em Aterros Sanitários. Um Estudo de Caso

RESUMO 344
1. INTRODUÇÃO 344
2. RECURSOS DE ENERGIA SOLAR 346
2.1 Energia Solar Extraterrestre 349
2.2 Radiação Solar ao Nível do Solo 350
2.3 Considerações Sobre Medição de Energia Solar 353
2.3.1 Piranômetros 353
2.3.2 Pireliômetro 354
2.3.3 Difusômetros 355
2.3.4 Medição para empreendimentos do Setor Elétrico 356
2.4 Estação Solarimétrica Universidade de Brasília 357
2.5 Avaliação do Potencial Solar – Exemplo Brasília 358
2.5.1 Tratamento de dados solarimétricos – Estação Solarimétrica do LEA 358
2.5.1.1 Consistência dos dados 359
2.5.1.2 Relações H_d/H 361
2.5.1.3 Irradiação mensal 363
2.5.2 Ano meteorológico típico 364
3. TECNOLOGIAS HELIOTÉRMICAS PARA APLICAÇÃO EM ATERROS SANITÁRIOS 365
3.1 Calha Parabólica 367
3.2 Linear Fresnel 370
3.3 Torre Central 372
3.4 Armazenamento Térmico 374
4. APLICABILIDADE A ATERROS SANITÁRIOS 376
5. ESTUDO DE CASO: PLANTA HÍBRIDA HELIOTÉRMICA-GÁS DE ATERRO INSTALADA NO ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUBE DE BRASÍLIA 378
5.1 Materiais e Métodos 379
5.1.1 Conceito da hibridização GdA-heliotérmica usado 379
5.1.2 Modelo térmico Linear Fresnel 382
5.1.3 Estratégia de controle do campo solar 383
5.1.4 Sistema de armazenamento de energia térmica (*TES*) 384
5.1.5 Queimador auxiliar (AB) 384
5.1.6 Modelo LandGEN 385
5.1.7 Modelo termodinâmico do ciclo combinado 385
5.1.8 Descrição do aterro Jockey Clube 386
5.1.9 Considerações a respeito da configuração da planta 387
5.2 Resultados e Discussões 388
5.2.1 Produção de GdA 388
5.2.2 Simulação do campo solar 389
5.2.3 Simulação da planta completa 391
5.2.3.1 Configurações da planta 391
5.2.3.2 Geração anual de energia 395
5.2.4 Análise econômica 399
6. CONCLUSÕES 401
REFERÊNCIAS 403

CAPÍTULO 12
Potencial de Geração de Energia Solar Fotovoltaica em Lixões no Brasil

RESUMO 410
1. INTRODUÇÃO 410
2. FATORES QUE INFLUENCIAM O PROJETO DE SISTEMAS FOTOVOLTAICOS 410
2.1 Radiação Solar 411
2.2 Ângulo Azimutal 412
2.3 Ângulo de Inclinação 413
2.4 Altura Solar 413
2.5 Sombreamento 413
2.6 Eficiência e Perdas 414
2.7 Potência e Energia 415
3. MÉTODO DESENVOLVIDO PARA ESTIMAR O POTENCIAL FOTOVOLTAICO 415
3.1 Parte 1 - Lixões 418
3.1.1 Determinação da quantidade de lixões 418
3.1.2 Determinação do tamanho da amostra estatística 418
3.1.3 Determinação da área média 420
3.2 Parte 2 - Sistema Fotovoltaico 421
3.2.1 Determinação do módulo e das perdas 421
3.2.2 Informações dos locais de simulação 422
3.2.3 Distribuição dos módulos na área disponível 422
3.2.4 Cálculos de potência e energia 423
4. RESULTADOS OBTIDOS 424
4.1 Quantidade de Lixões 424
4.2 Área dos Lixões 426
4.2.1 Medição 426
4.2.2 Área média 427
4.2.3 Área efetiva 428
4.3 Dimensionamento do Sistema Fotovoltaico 428
4.3.1 Potência 432
4.3.2 Energia 434
4.4 Exemplos de Aplicação 436
4.4.1 Exemplo 1 – Acre 436
4.4.2 Exemplo 2 – Aterro Controlado do Jockey – Brasília – DF 438
5. CONCLUSÕES 439
REFERÊNCIAS 440
ANEXOS 441
A.1 Dados Observatório dos Lixões 441
A.2 Dados Coletados dos Lixões 442
A.3 Dados de Irradiação 450

CAPÍTULO 13
Avaliação Ambiental com Isótopos Estáveis de Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos. Estudo de Caso do Antigo Aterro Controlado do Jockey Clube de Brasília

RESUMO 452
1. INTRODUÇÃO 452
2. PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ATERROS 453
3. VARIAÇÕES ISOTÓPICAS DE CARBONO NO PROCESSO DE METANOGÊNESE 455
4. PRODUÇÃO DE GÁS EM ATERROS 456
5. GEOQUÍMICA DE PLUMAS DE LIXIVIADO DE ATERRO 457
6. AMOSTRAGEM E PRESERVAÇÃO 459
7. RESULTADOS 461
7.1 Geoquímica do Chorume e Disponibilidade de Receptores de Elétrons 461
7.2 Composição Isotópica do Lixiviado de Carbono: δ^{13}C-DIC e δ^{13}C-DOC 464
7.3 Concentrações de CO_2 e CH_4 no ACJC 465
8. DISCUSSÃO 465
8.1 Composição do Gás e a Heterogeneidade Espacial do ACJC 465
8.2 Reações Redox e Disponibilidade de Matéria Orgânica 466
8.3 Variações δ^{13}C-DIC e a Estabilização do ACJC 470
9. CONCLUSÕES 471
REFERÊNCIAS 472

CAPÍTULO 14
Implantação de Sistemas Energéticos Híbridos em Aterros Encerrados

RESUMO 478
1. INTRODUÇÃO 478
2. MITIGAÇÃO DE PASSIVOS AMBIENTAIS E PRODUÇÃO DE ELETRICIDADE 480
3. SISTEMAS HÍBRIDOS DE GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM ATERROS 485
4. MODELAGEM DE SISTEMAS 488
4.1 Recursos Energéticos Primários 488
4.2 Sistemas de Conversão de Energia 495
4.3 Cargas e Despacho Energético 501
5. ESTUDO DE CASO: ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUBE DE BRASÍLIA 502
5.1 Apresentação da Área de Estudo 502
5.2 Histórico de Aterramento 507
5.3 Potencial e Operacionalização da Mineração Ampliada 508
5.4 Sistema Energético Híbrido 510
5.5 Indicadores Econômicos 513
6. CONCLUSÕES 516
REFERÊNCIAS 517

CAPÍTULO 15
Conclusões

OBJETIVO 522
1. INTRODUÇÃO 522
2. CONCLUSÕES PRINCIPAIS 522
2.1 Contextualização sobre a Conversão Energética de Resíduos Sólidos Urbanos 522
2.2 Conceito de Hub Energético Sustentável (HUBeS) 523
2.3 Marcos Regulatórios 523
2.4 Processos de Conversão Termoquímicos 525
2.5 Emissões de Metano 525
2.6 Investigações Geofísicas e Geotécnicas 526
2.7 Aproveitamento Energético do Gás Metano e Mineração 527
2.8 Aproveitamento Energético de Combustíveis Minerados 528
2.9 Aplicação de Tecnologia Solar Heliotérmica 529
2.10 Aplicação de Tecnologia Solar Fotovoltaica 530
2.11 Avaliação Ambiental com Isótopos Estáveis 530
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS 531

Prefácio

Caro leitor,

Ao longo dos anos, a sociedade tem se desenvolvido a passos largos e com a educação e a ciência como protagonistas no progresso social, cultural e econômico. Assim, as pesquisas científicas abrangem todas as áreas de conhecimento, sendo item fundamental na procura por respostas que afetam o relacionamento do homem com o meio em que habita.

Nessa relação com o habitat, a população utiliza diversos produtos e serviços para satisfazer suas necessidades e, em todos os casos, esse consumo gera algum tipo de resíduo, desde o processo de extração de matéria-prima até a produção, utilização e descarte do produto.

O presente livro foi elaborado reunindo os trabalhos elaborados no Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) intitulado *Hibridização de Fontes de Geração de Energia Elétrica como Alternativa Tecnológica de Remediação Ambiental de Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos – Estudo de Caso: Aterro Controlado do Jockey Clube (Lixão da Estrutural – Brasília-DF).* Esse projeto teve como objetivo propor uma alternativa tecnológica de remediação ambiental para áreas degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) a partir da aplicação em um Sistema Híbrido de Fontes Alternativas. De modo geral, trata-se de transformar um problema ambiental urbano, comum em grande parte das cidades e municípios ao redor do mundo, em uma oportunidade econômica e social, com forte viés de sustentabilidade.

O trabalho de P&D em questão foi desenvolvido com uma abordagem tecnológica para o aprimoramento energético do RSU, por meio de pesquisa aplicada. Com isso, foi possível trazer uma visão contemporânea da economia circular para proporcionar um melhor reaproveitamento de ciclos de materiais e energia, buscando reduzir emissões e melhorar a eficiência da chamada conservação energética.

Para atingir o objetivo da proposta de P&D, foram desenvolvidas diversas metodologias e análises para calcular o potencial de geração de energia elétrica em um local degradado pela deposição de lixo, mediante a recuperação energética pela hibridização de fontes alternativas integradas a técnicas tradicionais de remediação ambiental, agregando valor à área, ao sistema elétrico, ao meio ambiente, à sociedade e ao investidor.

Diante disso, os capítulos deste livro retratam a dedicação e o empenho de diversos pesquisadores que destinaram tempo e esforço para produzir conhecimento e soluções plausíveis para remediação ambiental, aplicáveis à sociedade em diversos âmbitos, tais como social, econômico e ecossistêmico.

Priscilla Cardoso Villela
Gestora do Convênio
CEB Geração S.A. e CEB Lajeado S.A.

Resumo Gerencial

Antonio Cesar Pinho Brasil Junior
Luciano Soares da Cunha
Sergio de Oliveira Frontin

Este livro apresenta um resumo das pesquisas realizadas no âmbito do projeto de P&D intitulado "Hibridização de Fontes de Geração de Energia Elétrica como Alternativa Tecnológica de Remediação Ambiental de Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos – Estudo de Caso: Aterro Controlado do Jockey Clube (Lixão Da Estrutural – Brasília-DF)".

Este projeto, que faz parte do Programa de P&D da Aneel, foi iniciado em 14 de setembro de 2018 com prazo de 30 meses e teve como empresa proponente a CEB Geração S.A., empresa cooperada CEB Lajeado S.A., e a entidade executora Universidade de Brasília (UnB) que contou com o apoio da Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos (Finatec).

O objetivo geral desta proposta de P&D foi o desenvolvimento de uma metodologia para aperfeiçoar a geração de energia elétrica com a recuperação energética pela hibridização de fontes alternativas como componente complementar da integração de técnicas tradicionais de remediação ambiental de áreas degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos.

O desenvolvimento metodológico foi assim estruturado de acordo com o objetivo estabelecido na temática de produção de energia com sistemas híbridos aplicados à remediação de áreas degradadas por resíduos sólidos. Para isso, apresenta uma organização e execução metodológica composta por etapas e metas que contemplam a obtenção de dados primários (ambientais) e secundários (geração e recuperação energética) que serão utilizados ao longo de todo o tempo de projeto. Em sua parte estrutural, esse P&D foi elaborado conforme segue.

- Etapa I – Caracterizar o Potencial Energético;
- Etapa II – Determinar o Potencial de Gaseificação;
- Etapa III – Analisar o Sistema Híbrido de Fontes Alternativas; e
- Etapa IV – Elaborar Modelo Conceitual do Sistema Híbrido.

As Etapas I e II são complementares e têm o objetivo de caracterizar todos os potenciais energéticos da área de influência da pesquisa para serem utilizadas como dados de entrada da Etapa IV.

A Etapa I tem as seguintes metas:

- determinar o potencial de geração de gás metano; e
- elaborar o modelo geotécnico da área por meio de ensaios diretos *in situ* (poços) e *ex situ* (laboratório) e indiretos (investigações geofísicas).

A Etapa II visa basicamente a determinar o potencial de gaseificação por meio da distribuição da tipologia dos resíduos sólidos dispostos na área.

A Etapa III tem o objetivo de analisar as alternativas de hibridização de fontes de geração de energia elétrica (solar fotovoltaica e heliotérmica) com as fontes de recuperação energética (gaseificação e gás de aterro) aptas a serem implantadas na área a ser recuperada, visando especificamente a:

- definir o potencial de geração de energia fotovoltaica;
- definir o potencial da fonte de geração por heliotérmica;
- definir o potencial da fonte de recuperação energética a partir da queima do gás metano existente; e
- definir o potencial da fonte de recuperação energética a partir da gaseificação de resíduo sólido.

Para a Etapa IV, foi desenvolvida uma plataforma computacional, que se constituiu em uma calculadora de cenários, que, a partir dos dados e premissas informados, apresentam planilhas das diversas alternativas de hibridização das fontes de geração e remediação.

Com base nesta organização, os conhecimentos gerados pela equipe de professores, alunos da Universidade de Brasília, foram consolidados neste livro em 15 capítulos, conforme os objetivos apresentados a seguir.

PARTE I – CONTEXTUALIZAÇÃO

CAPÍTULO 1 – Contextualização sobre a Conversão Energética de Resíduos Sólidos Urbanos

Neste capítulo, introduz-se uma visão geral sobre as abordagens tecnológicas para o aproveitamento energético de Resíduos Sólidos Urbanos. Inicialmente, é apresentada uma discussão sobre a contextualização do problema ambiental em face dos problemas urbanos contemporâneos, ressaltando-se a construção de soluções sustentáveis e o papel do aproveitamento energético. A inserção de unidades de recuperação energética de resíduos sólidos é discutida como uma solução integrada às iniciativas de gestão ambiental que podem proporcionar sustentabilidade no ambiente de cidades.

CAPÍTULO 2 – Conceito de Hub Energético Sustentável (HUBeS) para Unidades de Recuperação Energética de Resíduos Sólidos Urbanos

O conceito de hub energético é explorado no presente capítulo, com ênfase em sua aplicabilidade em unidades de conversão energética de Resíduos Sólidos Urbanos. Expande-se o conceito no sentido de proporcionar uma avaliação sistêmica mais ampla, utilizando a denominação de Hub Energético Sustentável. Dessa forma, pretende-se incorporar uma quantificação de benefícios dos processos de recuperação de energia em termos de indicadores de sustentabilidade.

CAPÍTULO 3 – Marcos Regulatórios Relacionados ao Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos

Este capítulo tem como objetivo identificar quais os requisitos regulatórios que são exigidos pelos órgãos reguladores, analisando os possíveis impactos sobre as alternativas de geração de energia elétrica. São analisados os aspectos relacionados à remediação ambiental do solo, água e ar, recuperação energética por meio de gás de aterro e Resíduos Sólidos Urbanos, geração de energia solar fotovoltaica e heliotérmica. Nesse sentido, introduz-se uma visão geral sobre os marcos regulatórios federais, estaduais e municipais, voltados para a geração até a destinação final dos Resíduos Sólidos Urbanos . A partir deste arcabouço legal constituído de leis, decretos, normas e resoluções etc., procurou-se identificar aqueles relacionados à conversão energética dos Resíduos Sólidos Urbanos.

CAPÍTULO 4 – Histórico do Antigo Aterro Controlado do Jockey Clube (Lixão da Estrutural, Brasília-DF)

Neste capítulo, é apresentado um histórico de ocupação e operação do antigo Aterro Controlado do Jockey Clube e sua situação após o seu fechamento em 2018. Os registros de ocupação da área são escassos com relação à deposição de resíduos, mas, como é comum em áreas de lixões, a operação ocorreu de forma não planejada ao longo das décadas. Porém, um bom registro da evolução dessa ocupação foi identificado por meio de processamento digital de imagens de satélite em alguns dos trabalhos acadêmicos desenvolvidos no Projeto Raeesa (UnB-CEB Geração S.A.-CEB Lajeado S.A.) e associado a pesquisas acadêmicas desenvolvidas anteriormente na área. A partir da década de 70, duas áreas, próximas ao Jockey Clube e escolhidas informalmente, passaram a concentrar a disposição de resíduos urbanos. A área que permaneceu ativa foi utilizada irrestritamente como lixão até a metade da década de 90, passando a operar como um aterro controlado até ser encerrado no início de 2018.

PARTE II – ESTADO DA ARTE

CAPÍTULO 5 – Aproveitamento do Recurso Solar em Áreas de Lixões Desativados – Tecnologias, Desafios e Oportunidades

A geração de energia renovável, por meio de sistemas solares fotovoltaicos em aterros de Resíduos Sólidos Urbanos, apresenta diversas vantagens, visto que há uma complementariedade entre eles. Entretanto, considerando as características típicas de aterros, devem-se analisar as restrições que são impostas ao projeto do sistema fotovoltaico, além dos impactos que esse sistema de geração de energia pode causar no próprio aterro. As tecnologias híbridas de geração de eletricidade, com a associação de tecnologias heliotérmicas com gás de aterro e/ou Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR), podem ser uma alternativa interessante para o aproveitamento do recurso energético de lixões desativados. No entanto, esse conceito, apesar da existência de instalações comerciais e de diversos artigos de hibridização na literatura

comprovando a sua viabilidade, ainda necessita de estudos aplicados à utilização do contexto *WtE (Waste to Energy)*. Novas ferramentas de análise econômica do aproveitamento do recurso energético de lixões desativados devem ser aplicadas, além do custo nivelado de energia, métrica mais utilizada para estudos de viabilidade econômica de tecnologias de geração de energia elétrica. Análises de risco, indicadores econômicos e ambientes de comercialização de eletricidade específicos da realidade brasileira devem ser considerados.

CAPÍTULO 6 – Processos de Conversão Termoquímicos

A conversão termoquímica de Resíduo Sólido Urbano (RSU) é abordada neste capítulo mostrando as tecnologias disponíveis para esta conversão e seus mecanismos. Serão descritos os processos de queima direta (ou incineração), de pirólise e gaseificação de resíduos, buscando um cenário contemporâneo do uso destas tecnologias. Tipos diferentes de equipamentos são apresentados, e técnicas de limpeza e caracterização dos gases e do próprio RSU são exploradas. O texto traz ainda uma análise da coleta de resíduos sólidos no Distrito Federal, em particular aquele destinado ao aterro sanitário da Estrutural, já desativado. Após uma criteriosa amostragem, a caracterização do material coletado foi feita em duas estratégias: uma com o rejeito sem nenhum tratamento térmico, a fim de medir o potencial energético, e outra com as frações obtidas após exposição ao calor em forno mufla.

CAPÍTULO 7 – Análise Bibliométrica do Fluxo de Metano a partir de Áreas de Disposição de Resíduos Sólidos

Emissões atmosféricas de metano (CH_4) a partir de áreas de disposição de resíduos sólidos (*Solid Waste Disposal Sites* - SWDS) têm sido tema de interesse sob a atual perspectiva global de impactos ambientais. Este capítulo avalia a inserção deste tema na literatura e sua evolução científica, por meio de uma revisão sistemática em escala temporal. Uma coleção de 635 artigos científicos publicados entre 1985 e 2019, obtidos pela base de dados *Scopus*, permitiu a construção dos indicadores bibliométricos com o *software SciMAT*. Os principais indicadores apontaram que, entre 1985 e 2004, a abordagem do fluxo de metano se deu inserida em um contexto macro de caracterização das áreas de disposição de resíduos (lixões, aterros controlados e aterros sanitários). A década de 2005-2015 foi marcada pela discussão sobre alternativas de tratamento e disposição final de resíduos sólidos, onde o fluxo de metano começa a ser abordado dentro do cenário de redução de emissões de biogás. De 2016 a 2019, um escopo ambiental predomina a discussão sobre o fluxo de metano, apontando novas tecnologias e novos métodos de quantificação das emissões, dentro de um contexto de mitigação de impactos ambientais. Com tais apontamentos, este estudo fornece uma visão geral da evolução científica do fluxo de metano, almejando promover contribuições para o mapeamento de novas rotas tecnológicas e novas tendências a respeito do tema.

CAPÍTULO 8 – Aplicação de Investigações Geofísicas e Geotécnicas para a Caracterização de Maciços de Resíduos. Uma Revisão do Estado da Arte

Neste capítulo, é apresentada uma revisão do Estado da Arte acerca da aplicação de investigações geofísicas e geotécnicas para a caracterização de maciços de resíduos. O enfoque foi dado às características destes que são determinantes para a adoção de estratégias de aproveitamento dos materiais nestes contidos ou a geração energética a partir destes. Para esse fim, ambos os métodos de investigação mostraram ampla aplicabilidade e se caracterizam por serem complementares entre si.

PARTE III – POTENCIAL ENERGÉTICO

CAPÍTULO 9 – Aproveitamento Energético do Gás Metano e Mineração

Para o aproveitamento energético do gás metano oriundo de aterros de resíduos urbanos em usinas, é necessário o tratamento do gás antes de sua conversão energética. Embora seja composto majoritariamente de carbono e metano, o gás de aterro possui traços de outros compostos que podem prejudicar o ambiente e também o processo de conversão energética, além de altos teores de umidade e de dióxido de carbono. Dessa forma, são mostradas no capítulo alternativas para o pré-processamento do gás de aterro, bem como seus custos e benefícios para adequação deste para processamento. Dependendo do estado do gás de aterro, diversas soluções de tratamento são possíveis, ou mesmo o gás pode estar em um estado pobre (baixo teor de metano) que torne a conversão energética inviável financeiramente, a composição do biogás e o conteúdo energético também afetarão a escolha do equipamento para a utilização do biogás.

Assim como existem diversas opções para o tratamento do gás de aterro, existem diversas alternativas para o aproveitamento energético do gás. Para definir qual o modelo mais apropriado para a situação, as propriedades de biogás terão um impacto significativo na seleção de tecnologia para conversão em calor ou eletricidade. A composição do gás pode limitar ou excluir diversos tipos de tecnologias. Como o custo de manutenção para motores recíprocos aumenta com o aumento da concentração de H_2S, motores a gás e microturbinas são mais resistentes aos compostos de enxofre e aos menores óxidos de nitrogênio, e em células a combustível a limpeza extensiva do biogás é necessária. A opção por determinada tecnologia de conversão se dá por meio de estudos da composição do gás e das alternativas locais econômicas de cada processo. Seja por caldeiras, que é a maneira mais comum e simples de usar o biogás, por motor de combustão interna, cogeração CHP, motores Stirling, células de combustível, turbinas a gás ou microturbinas, não há uma tecnologia claramente superior às outras em todas as situações. A diversidade das necessidades dos usuários de biogás significará que um mercado para cada tecnologia será provável.

CAPÍTULO 10 – Aproveitamento Energético de Combustíveis Minerados de Aterro Sanitário

Em todo o Brasil, os aterros sanitários, aterros controlados e lixões são a principal destinação final dos Resíduos Sólidos Urbanos. No entanto, essa atividade do setor de saneamento, por muitos anos, foi vista meramente como uma política sem potencial de gerar lucro e produtos que poderiam ser reinseridos no mercado. Com as dificuldades enfrentadas pela escassez de recursos no setor energético, as legislações locais brasileiras que exigem o fechamento dos lixões e as políticas de conscientização de reutilização e reciclagem de resíduos, começou a se pensar no aproveitamento dos resíduos sólidos já aterrados. A proposta de utilização dos resíduos para geração de energia elétrica e extração de materiais de valor agregado contribui para a Economia Circular e constitui um grande avanço na recuperação e remediação ambiental. Esse fenômeno global já gerou na Europa, por exemplo, uma transição do setor de recursos para o uso de resíduos como a principal fonte de matéria-prima na economia, conforme proposição política do bloco econômico local.

É nesse contexto que surge a Mineração Abrangente de Aterros, conceito cujo idioma original é *Enhanced Landfill Mining* (ELFM), que objetiva maximizar a valorização dos materiais aterrados, utilizando-os para fabricação de novos materiais (WtM) e, também, para produção energética (WtE), sobretudo com os Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR). Esse novo campo tem recebido grande atenção, de tal modo que, nos últimos 10 anos, observa-se um número crescente de estudos relacionados à mineração de aterros para aproveitamento energético. Por ser uma técnica recente, que envolve um sistema heterogêneo, de alto risco de impacto ambiental e de elevada complexidade, são necessários diversos estudos para a caracterização, definição da estratégia de mineração e de viabilidade econômica, de modo a estimar o potencial de aplicação da ELFM.

CAPÍTULO 11 – Possibilidades de Aplicação de Tecnologias Heliotérmicas em Aterros Sanitários. Um Estudo de Caso

No presente capítulo, é apresentado um estudo sobre as possibilidades de instalação de sistema heliotérmico em aterros controlados de grande porte em operação e em encerramento como remediação ambiental de sua operação e/ou desativação. Como a viabilidade de tal empreendimento é fortemente dependente do recurso solar local, algumas considerações sobre determinação de potencial solar são brevemente discutidas. A seguir, tecnologias heliotérmicas passíveis de utilização em aterros são apresentadas. Não existem atualmente instalações neste contexto. No entanto, há trabalhos na literatura explorando essa possibilidade indicando que existe interesse na aplicação. Foi verificado que o melhor aproveitamento heliotérmico seria a hibridização com outras fontes térmicas para geração de energia. Um estudo de caso foi realizado para uma instalação heliotérmica no Jockey Clube de Brasília, considerando a área disponível. Ganhos importantes de energia podem ser obtidos com a combinação de diversas fontes disponíveis em aterros. No entanto, os altos custo do sistema heliotérmico podem ser um entrave a sua instalação nestas condições.

CAPÍTULO 12 – Potencial de Geração de Energia Fotovoltaica em Lixões no Brasil

Este capítulo apresenta um estudo estimativo de potencial de geração solar fotovoltaica em lixões brasileiros. Primeiramente, foi estimada a quantidade de municípios que lançam seus resíduos em lixões ou aterros controlados no próprio município. Em seguida, foi determinada uma amostra representativa dos lixões e aterros, os quais tiveram suas áreas visualmente medidas com o auxílio do Google Earth, para que uma área média pudesse ser obtida. Determinaram-se, então, a potência e a energia que um sistema fotovoltaico, ocupando diversos percentuais da área média, seria capaz de fornecer com os valores de irradiância e latitude das capitais do Brasil. Os dados foram extrapolados para as unidades da federação e, por fim, para o país todo.

PARTE IV – MEIO AMBIENTE

CAPÍTULO 13 – Avaliação Ambiental com Isótopos Estáveis de Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos. Estudo de Caso do Antigo Aterro Controlado do Jockey Clube de Brasília

O planejamento de futuros projetos de remediação de áreas degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos em áreas de lixões ou aterros controlados é precedido de avaliações ambientais que identifiquem qual o estágio de decomposição da matéria orgânica. Os principais problemas ambientais da deposição de Resíduos Sólidos Urbanos são o lixiviado (chorume) e a emissão de gases de efeito estufa. A composição físico-química complexa do chorume (lixiviado) e a natureza composicional dos gases emitidos são diretamente relacionadas ao estágio de decomposição da matéria orgânica. A utilização conjunta de parâmetros físico-químicos convencionais, concentrações de metais pesados e íons inorgânicos dissolvidos, pH, oxigênio dissolvido (OD) deve ser incrementada por uso de traçadores isotópicos, particularmente isótopos estáveis, com o objetivo de definir com maior precisão as fontes de contaminação e, também, do estágio de estabilidade biológica de aterros. As razões isotópicas do carbono são particularmente interessantes devido à relação direta deste parâmetro com as etapas de degradação da matéria orgânica. As medições das concentrações de CO2 e CH4 nos queimadores indicam que a maioria da área do aterro já atingiu um estágio metanogênico. A correlação linear entre CO2 e CH4, bem como a proporção próxima de 1:1 para essas espécies de gás, apontam para fermentação do CH3COOH como o principal processo metanogênico no aterro. Dados isotópicos de amostras de lixiviado também sugerem que a maior parte do ACJC está ligada à fase metanogênica estável.

PARTE V – ANÁLISE ECONÔMICA

CAPÍTULO 14 – Implantação de Sistemas Energéticos Híbridos em Aterros Encerrados

Neste capítulo discute-se um arranjo operacional integrado para a remediação dos impactos ambientais de áreas de aterro associado à implantação de um sistema híbrido de geração de eletricidade, que utiliza potenciais energéticos dos resíduos sólidos associados e aproveitamento de energia solar. Este sistema compõe, assim, um Hub Energético Sustentável, que pode proporcionar benefícios amplos no processo de recuperação de uma área de aterro fechado. Um estudo de casos para o aterro do Jockey Clube de Brasília é apresentado

PARTE VI – CONCLUSÕES

CAPÍTULO 15 – Conclusões

O objetivo deste capítulo final do livro é apresentar as principais conclusões relacionadas aos diversos temas que foram abordados nos capítulos anteriores, onde foram apresentados os estudos e pesquisas realizadas no âmbito do projeto de P&D.

REGISTRO

Registra-se que este livro foi elaborado durante a pandemia mundial de Covid-19, a qual acarretou diversos impactos sociais e econômicos. Neste ambiente de diversidades e incertezas, os autores expressam seus sentimentos àqueles que perderam os seus entes queridos. Acredita-se que a publicação deste livro possa transmitir a experiência dos autores a futuras gerações de profissionais.

Vale, portanto, neste momento de plena realização, lembrar da poetisa Cora Coralina que, durante a nossa vida, possamos sempre caminhar...

"...removendo pedras e plantando flores"

Cora Coralina

CAPÍTULO 1

Contextualização sobre a Conversão Energética de Resíduos Sólidos Urbanos

Antonio Cesar Pinho Brasil Junior
Luciano Soares da Cunha
Sergio de Oliveira Frontin

RESUMO

Neste capítulo, introduz-se uma visão geral sobre as abordagens tecnológicas para o aproveitamento energético de Resíduos Sólidos Urbanos. Inicialmente, é apresentada uma discussão sobre a contextualização do problema ambiental em face dos problemas urbanos contemporâneos, ressaltando-se a construção de soluções sustentáveis e o papel do aproveitamento energético. A inserção de unidades de recuperação energética de resíduos sólidos é discutida como uma solução integrada às iniciativas de gestão ambiental que podem proporcionar sustentabilidade no ambiente de cidades.

1. INTRODUÇÃO

A geração de eletricidade, a partir de ciclos termodinâmicos de potência, associada à queima adequada de Resíduos Sólidos Urbanos (ou do metano oriundo da sua decomposição bioquímica), representa uma prática moderna que pode proporcionar resultados positivos e com efeitos multiplicadores em termos da gestão ambiental para grandes e médias cidades. Esta abordagem estratégica visa mitigar um importante problema ambiental, recuperando parcialmente o aporte energético intrínseco dos materiais que compõem os resíduos sólidos. A prática de converter lixo em energia (*WtE – Waste to Energy*) apresenta benefícios ambientais inerentes à redução do volume de resíduos dispostos em aterros, na redução de emissão de gases de efeito estufa (em particular do metano) e no próprio benefício econômico associado à produção de eletricidade. Trata-se de transformar um problema ambiental em uma oportunidade econômica, com um viés de promoção de soluções sustentáveis.

O enfrentamento do problema ambiental associado à gestão de Resíduos Sólidos Urbanos requer um conjunto de ações da sociedade, que compõem uma agenda contemporânea global que mobiliza políticas comuns de promoção da sustentabilidade urbana (e.g. ISWA, 2017; ONU, 2015; UNEP, 2015). A Figura 1 ilustra a linha hierárquica de prioridades para a promoção de soluções técnicas que visam ao estabelecimento de estratégias sustentáveis para a gestão de Resíduos Sólidos Urbanos (WRAP, 2017). Nesse contexto, as estratégias de recuperação, nas quais se inserem as tecnologias *WtE*, contribuem nas ações integradas da gestão de resíduos sólidos somente ao fim da cadeia. No entanto, embora as estratégias atuais para enfrentamento do problema apresentem uma lógica com foco na redução do resíduo na fonte, bem antes do destino em aterro, as ações de recuperação final de resíduos (em contrafluxo da linha de hierarquia de gestão) podem induzir o estabelecimento de soluções que viabilizem resultados de curto prazo em face de passivos ambientais crônicos, fruto da ineficácia da gestão acumulada ao longo de décadas. Nesse sentido, as tecnologias de mineração, compostagem e *WtE*, podem ser engendradas com eficácia na gestão de Resíduos Sólidos Urbanos, como no caso das situações críticas encontradas em grades cidades de países em desenvolvimento (WEC, 2016; ISWA, 2017). Cabe observar que todas as quatro etapas antes da disposição final envolvem uma

logística de coleta, separação e reciclagem que agregam valor ao processamento em forma de cascata, acumulando benefícios de maneira incremental. Se eficiente, este efeito cascata reduzirá o volume de material de fim de vida, como também o potencial energético do resíduo. Isto deve ser considerado no planejamento de longo prazo em unidades *WtE*. Pensar nas soluções integradas para a gestão de Resíduos Sólidos Urbanos requer a promoção de soluções técnicas criativas, cujas dinâmicas próprias considerem cenários de transformação permanente do consumo e descarte, com estratégias sinérgicas em todas as etapas da cadeia hierárquica.

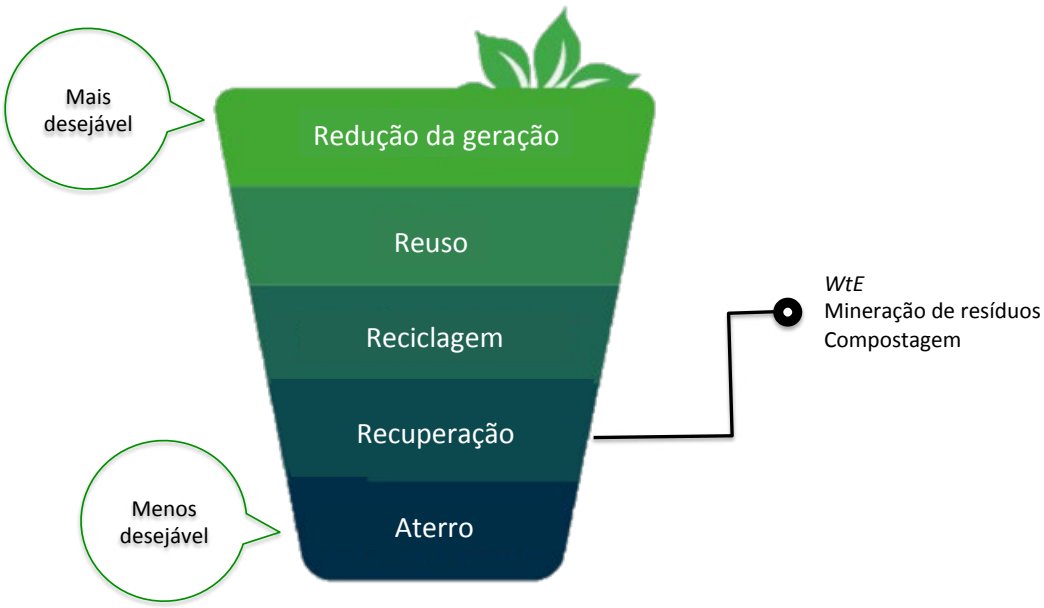


Figura 1. Hierarquia das ações de gestão de resíduos sólidos (Gertsakis & Lewis, 2013), (European Commision, 2017), (WRAP, 2017)

No sentido de construir uma visão geral de tecnologias adequadas à recuperação de Resíduos Sólidos Urbanos, cabe, antes de tudo, estabelecer uma definição geral sobre os diferentes tipos de resíduos sob os quais o presente trabalho será focado.

A Tabela 1 apresenta uma categorização dos diferentes tipos de resíduos sólidos que compõem uma tipologia proposta na literatura internacional sobre o tema. O presente trabalho visa estabelecer uma visão de tecnologias *WtE* que processem resíduos do tipo RSU (Resíduos Sólidos Urbanos), tais como descritos na Tabela 1. Em algumas vezes será utilizado aqui o termo Resíduos Sólidos Municipais, ou mesmo Lixo. Em particular, serão considerados, para fins energéticos, somente os resíduos de origem residencial, comercial e de serviços urbanos. Este recorte focal visa considerar ações para a grande parte da carga de deposição em aterros urbanos – sem considerar particularidades de resíduos de fontes específicas (construção civil, resíduos perigosos, hospitalares etc.), os quais requerem um tratamento diferenciado.

Tabela 1. Tipos e fontes de resíduos sólidos (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012; WEC, 2016)

Fonte	Tipo	Composição
Resíduos Sólidos Urbanos	Residencial	Restos alimentares, papel, papelão, plásticos, têxteis, couro, resíduos de jardim, madeira, vidro, metais, cinzas, resíduos especiais (por exemplo, itens volumosos, eletroeletrônicos, eletrodomésticos, baterias, óleo, pneus), resíduos domésticos perigosos, lixo eletrônico).
	Industrial	Resíduos de limpeza, embalagens, resíduos alimentares, madeira, aço, concreto, tijolos, cinzas, resíduos perigosos.
	Comercial e institucional	Papel, cartão, plásticos, madeira, resíduos alimentares, vidro, metais, resíduos especiais, resíduos perigosos, lixo eletrônico.
	Construção e Demolição	Madeira, aço, concreto, solo, tijolos, telhas, vidro, plásticos, isolamento, resíduos perigosos.
	Serviços municipais	Varreduras de rua, aparas de paisagens e árvores, lamas, resíduos de áreas recreativas.
Resíduos de processo		Sucata de materiais, produtos fora de especificação, escória, rejeitos, solo superficial, resíduos de rocha, água de processo e produtos químicos.
Resíduos médicos e hospitalares		Resíduos infecciosos (bandagens, luvas, culturas, zaragatoas, sangue e fluidos corporais), resíduos perigosos (perfurocortantes, instrumentos, produtos químicos), resíduos radioativos, resíduos farmacêuticos.
Resíduos de produção agrícola		Resíduos alimentares estragados, cascas de arroz, caules de algodão, cascas de coco, pesticidas, excrementos de animais, água suja, efluentes de silagem, plástico, máquinas de sucata, medicamentos veterinários.

Considera-se inicialmente que os resíduos apresentam uma composição média ilustrada na Figura 2 (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012; IPEA, 2012; WEC, 2016). Observa-se que grande parte dos Resíduos Sólidos Urbanos é composta por materiais orgânicos, oriundos de restos alimentares e outras fontes em geral (poda, lodos, madeira etc.). Tal composição gravimétrica induz o estabelecimento de estratégias de adequação das ações hierárquicas, em particular para a redução de resíduos e na reciclagem (coleta seletiva, políticas públicas sobre embalagens etc.).

A composição dos Resíduos Sólidos Urbanos reflete principalmente o contexto econômico e cultural de uma dada população, em particular de seu padrão de consumo. Em países em desenvolvimento, observa-se uma tendência mais direcionada à geração de resíduos com maior composição orgânica. No entanto, tendo em vista a industrialização de economias emergentes e o processo de reconcentração de populações em cidades, este perfil vem sendo fortemente modificado nas últimas décadas (UNEP, 2015; Zaman, 2016).

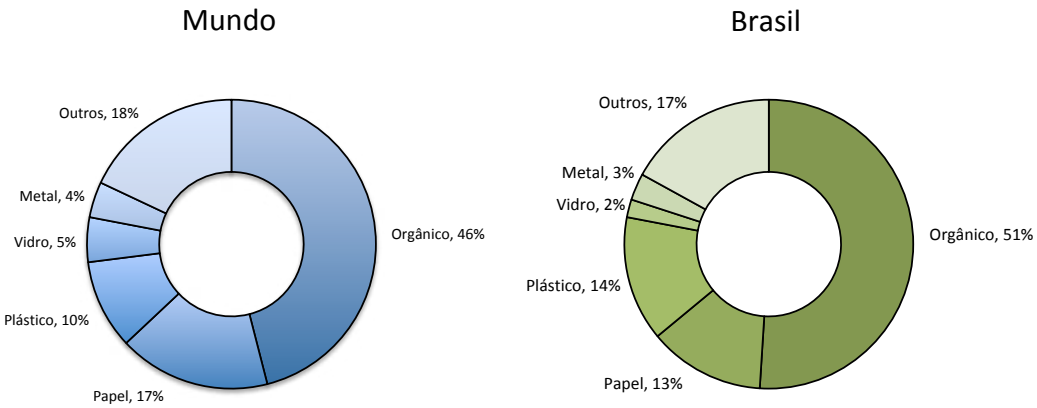


Figura 2. Composição característica de Resíduos Sólidos Urbanos (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012; IPEA, 2012)

A escolha de estratégias para recuperação de resíduos, antes de sua disposição final em aterro, tem uma relação direta com a composição destes. Os processos de conversão energética, por exemplo, são fortemente influenciados pelo poder calorífico do resíduo e, portanto, de sua composição (WEC, 2016). Da mesma maneira, para o processamento de compostagem, é necessário o dimensionamento da parcela orgânica do resíduo, para mitigação antes do destino final. Nesse sentido, na etapa de recuperação, um processo de triagem que separe as parcelas específicas de vidro, papel, plástico, etc., é de vital importância para o estabelecimento de um processamento final integrado, envolvendo *WtE* e compostagem. No Brasil, onde a cadeia de aproveitamento de recicláveis pode eventualmente envolver trabalho de cooperativas de catadores (Gutberlet, 2015; Meira de Sousa Dutra, Harue Yamane & Ribeiro Siman, 2018), o processamento final de recuperação pode ser dinamizado com políticas sociais de inclusão ao final da cadeia de processamento de RSU. No presente trabalho, será considerado unicamente o fluxo final do processo de recuperação de RSU, como ilustrado na Figura 3.

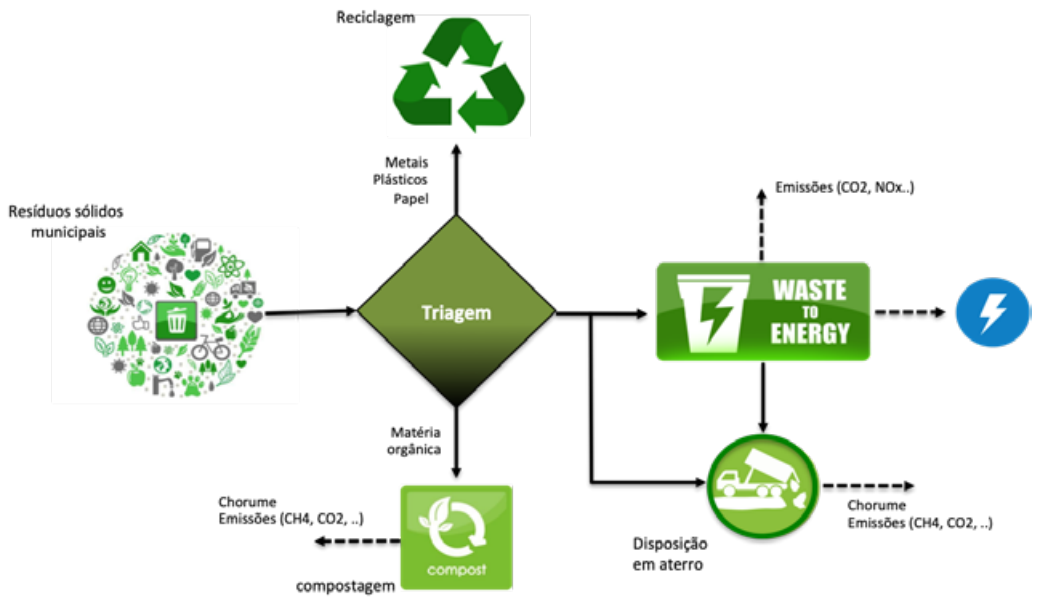


Figura 3. Recuperação e disposição em aterro de Resíduos Sólidos Urbanos

2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: A DIMENSÃO DO PROBLEMA

Em 2012 o Banco Mundial publicou um importante estudo sobre os Resíduos Sólidos Urbanos baseado na compilação de dados estatísticos de 145 países com diferentes características socioeconômicas (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012). Este documento de referência organizou os dados sobre a geração e disposição de resíduos sólidos, considerando quatro diferentes faixas de renda de países, as quais foram classificadas tal como apresentadas na Tabela 2. Esta abordagem de organização de dados sobre o lixo mundial estabeleceu uma importante referência para a proposição de agendas globais para enfrentamento do problema de gestão de resíduos sólidos, além de proporcionar uma referência para estudos posteriores sobre esta temática (e.g. Brown, 2015; UNEP, 2015; Zaman, 2016).

Tabela 2. Faixa de renda de países (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012)

	Nível de renda	PIB *per capita*	Alguns países
LIC	Baixa	Inferior a US$ 1.005	Haiti, Senegal, Moçambique,...
LMIC	Média-Baixa	Entre US$ 1.006 e US$ 3.975	Equador, Paraguai, Marrocos, Turquia,...
UMIC	Média-Alta	Entre US$ 3.976 e US$ 12.275	China, Brasil, África do Sul, Rússia,...
HIC	Alta	Superior a US$ 12.275	EUA, França, Reino Unido, Suíça,...

Algumas importantes conclusões podem ser ressaltadas a partir da avaliação da compilação de dados do Banco Mundial:

- a geração de lixo tem forte relação com a renda média de países com clara correlação com padrões de consumo. Isto influencia tanto o volume de resíduo gerado quanto sua composição;
- países desenvolvidos, com alta renda *per capita*, têm volumes de geração de resíduos muito maiores (ver Figura 4). No entanto, suas taxas de geração *per capita* não apresentam crescimento desde 2005, refletindo a eficácia das estratégias de redução de resíduos implementadas nas últimas décadas. Por outro lado, estes países são responsáveis entre 40% a 50% do lixo gerado no planeta (UNEP, 2015; Zaman, 2016);
- países em desenvolvimento apresentam um baixo valor de geração *per capita*. No entanto, estes números vêm apresentando um crescimento nas últimas décadas (Kumar & Samadder, 2017), como consequência de uma modificação do padrão de consumo associado ao desenvolvimento econômico dos países emergentes. Nota-se também que a população destes países ainda apresenta taxas de aumento demográfico altas, aumentando assim a sua contribuição para a geração de lixo planetário; e
- a tendência da migração de populações do campo para cidades, com o aumento expressivo das áreas metropolitanas, influencia o aumento da geração de lixo. O problema da concentração urbana será o problema a ser enfrentado ao longo deste século, onde a gestão de Resíduos Sólidos Urbanos deverá estabelecer estratégicas de adaptação e de mitigação.

Nessa perspectiva, esforços importantes para o estabelecimento de agendas globais para o enfrentamento do problema vêm sendo consolidados.

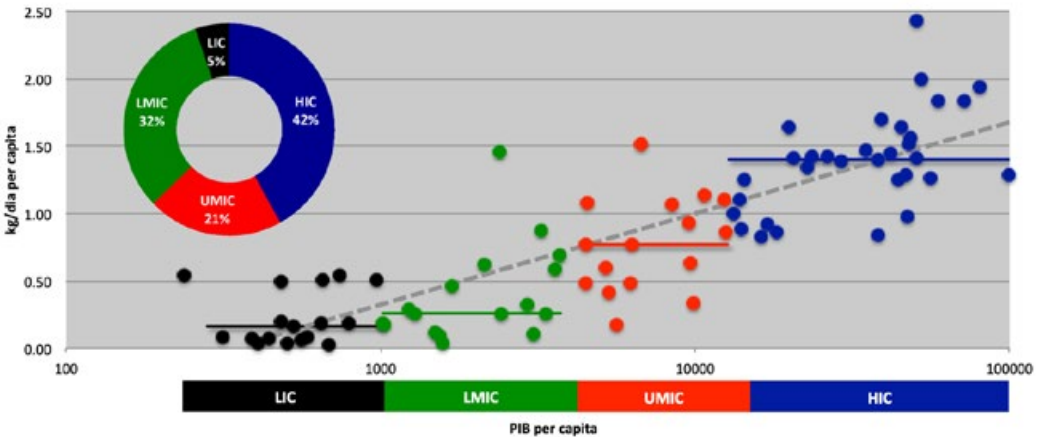


Figura 4. Geração de Resíduos Sólidos Urbanos *per capita* em diferentes países do mundo por faixas de renda (adaptado de Hoornweg & Bhada-Tata, 2012 e UNEP, 2015). Linhas horizontais representam valores médios por faixa de renda

Em estudo subsequente, Hoornweg, Bhada-Tata & Kennedy, 2013, propõem um prognóstico de cenários construídos com base em modelos econométricos. Neste trabalho, a partir da geração de resíduos observada no século XX, uma projeção da geração de lixo até o ano de 2100 foi proposta. As seguintes condições de cenários foram consideradas para o fim deste século:

- **Cenário SSP1 –** População mundial atingirá 7 bilhões com 90% de urbanização, com metas de desenvolvimento consolidadas, redução do consumo de combustíveis fósseis e conscientização ambiental alta (cenário socioeconômico desejável);
- **Cenário SSP2 –** População mundial atingirá 9,5 bilhões com 80% de urbanização, com padrões atuais de consumo mantidos (*business-as-usual*); e
- **Cenário SSP3 –** População mundial atingirá 13,5 bilhões vivendo em cidades, com fortes desigualdades e nichos de pobreza (cenário desfavorável, com pouca efetividade das agendas de desenvolvimento).

Como pode ser observado no gráfico da Figura 5, que consolida as conclusões do estudo, somente no cenário amplamente favorável (SSP1) o máximo de geração de resíduos (*Peak Waste*) será alcançado. Este valor de geração significa uma mudança de inflexão causada pela gestão de geração de resíduos, a partir da qual as ações sustentáveis começam a surtir efeito. A partir daí o volume gerado é reduzido, caracterizando, assim, as eficácias de políticas de enfretamento do problema.

Em qualquer outra condição, o século XXI ainda verá uma taxa de geração de resíduos com crescimento bastante intenso.

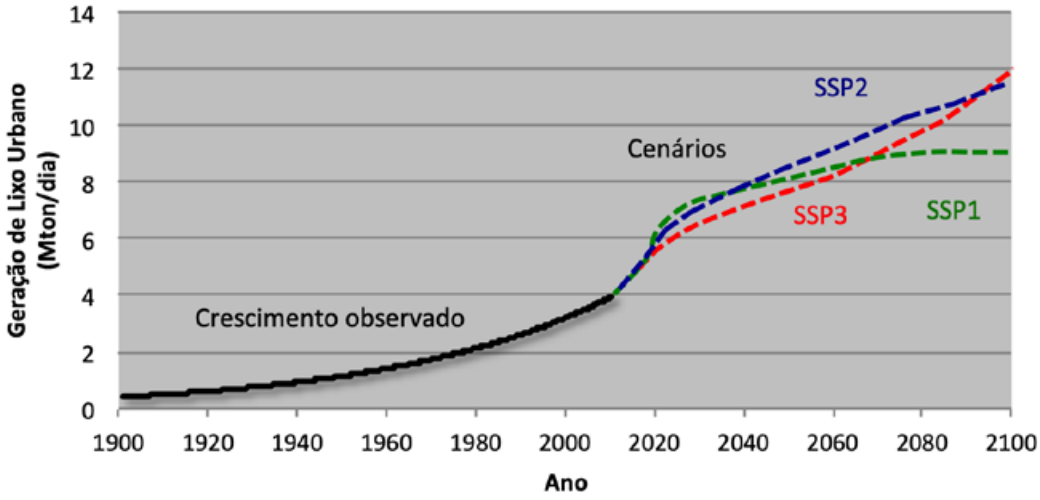


Figura 5. Cenários de crescimento da geração de resíduos sólidos no mundo (adaptado de Hoornweg, Bhada-Tata & Kennedy, 2013)

Conforme os cenários descritos, a busca de soluções deve necessariamente estabelecer estratégias de redução do volume de resíduos gerados e, consequentemente, da redução de resíduos depositados em aterro. Alguns dados complementares podem ser utilizados para esta contextualização, traçando rotas e argumentos específicos que serão aqui utilizados.

Como comentado anteriormente, países de mais baixa renda apresentam uma composição dos resíduos mais próxima à parcela orgânica. Isto pode ser observado na Tabela 3, sobre a composição de resíduos. O impacto dos padrões de consumo e do efeito dos materiais de embalagens (papel, plástico e vidro) fica evidenciado nos padrões de composição de resíduos em países com renda mais alta. Isto é uma forte evidência da necessidade de ações no sentido do reúso e da reciclagem, bem como em modificações de normas mais restritas para embalagens de produtos, por meio de instrumentos jurídicos e econômicos próprios e eficazes. Em um país desigual como o Brasil, muitas das regiões metropolitanas apresentam padrão de consumo equivalente a países de mais alta renda, com dados estatísticos do lixo bem próximos ao padrão HIC. Nota-se, no entanto, que os valores médios nacionais são compatíveis com as observações internacionais, ilustradas na Figura 4.

Dados sobre a gestão dos resíduos (Tabela 4) evidenciam também uma forte tendência de ações efetivas que promovem a reciclagem, compostagem e incineração, como práticas de países de renda elevada. Estes tipos de práticas visam reduzir o volume de resíduos depositados em aterros e seus consequentes impactos ambientais. As ações de gestão baseadas na recuperação são típicas de países de alta renda. Nesse sentido, observa-se que o esforço de países de alta renda em ações de maior nível hierárquico, com o forte envolvimento de municipalidades, proporcionou uma maior eficiência ao que é denominado de *metabolismo urbano* (Ferrão & Fernández, 2013). Isto é fruto de políticas de gestão de resíduos sólidos implementadas ao longo de décadas.

Nota-se também que boa parte dos resíduos de países de renda média (LMIC e UMIC) dispõe seus resíduos em aterros (controlados) ou livres (lixões). Isto induz à necessidade de uma ação emergencial própria no fim da cadeia de processamento do resíduo, por meio de mecanismos de recuperação. Em países em desenvolvimento, o envolvimento de catadores de recicláveis no processo de recuperação de metais, plásticos e vidro, confirma a necessidade de uma ação mais efetiva, socialmente integrada, nas etapas de recuperação, proporcionando, assim, uma eficácia de gestão adequada, envolvendo triagem-compostagem-energia, com resultados relatados em literatura (e.g. Gutberlet, 2015; Rodić & Wilson, 2017).

Tabela 3. Composição do lixo por faixa de renda de países (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012)

	Orgânico	Papel	Plástico	Vidro	Metal	Outros
LIC	64%	5%	8%	3%	3%	17%
LMIC	59%	9%	12%	3%	2%	15%
UMIC	54%	14%	11%	5%	3%	13%
HIC	28%	31%	11%	7%	6%	17%

Tabela 4. Gestão dos resíduos sólidos por faixa de renda de países (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012)

	Livre	Aterro	Compostagem	Reciclagem	Incineração	Outros
LIC	13%	59%	1%	1%	1%	26%
LMIC	49%	11%	2%	5%	0%	33%
UMIC	32%	59%	1%	1%	0%	6%
HIC	0%	43%	11%	22%	21%	4%

No Brasil, os dados estatísticos da gestão de resíduos sólidos refletem a tendência relatada nos trabalhos internacionais. Em relatório publicado em 2012, o IPEA apresenta um diagnóstico importante sobre os resíduos sólidos no Brasil (IPEA, 2012). O relatório exibe uma consolidação de dados de geração, reciclagem e destinação final, bem como avaliação específica sobre reciclagem de materiais e os aspectos econômicos da gestão de RSU. Este trabalho apresenta um recorte de organização de resultados sobre faixas de populações dos municípios brasileiros, e alguns de seus números são aqui reproduzidos nas tabelas 5 e 7, relativas à geração e destino final de resíduos. Conforme os dados de 2012, o Brasil apresenta uma geração de resíduos *per capita* em torno de 1,1 kg/dia, o que é compatível com tendências internacionais (Figura 4). Majoritariamente, os resíduos têm disposição final em aterros, quase sempre inadequados, refletindo um caráter ineficaz histórico do país quanto ao destino final de resíduos sólidos. Isto gerou um passivo ambiental importante para a sociedade brasileira e ainda não é um problema resolvido.

Anualmente, a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) publica uma consolidação de dados sobre Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil mediante a publicação *Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil*. O recorte metodológico deste anuário é regional, e alguns dados para o ano de 2016/2017 são reproduzidos aqui nas tabelas 6 e 7.

Tabela 5. Geração de Resíduos Sólidos Municipais no Brasil (IPEA, 2012)

	Faixas (hab)	Geração (kg/dia per capita)	Geração (t/dia)	População (hab)
Brasil		1,1	183.481	159.949.846
Municípios pequenos	Inferior a 100 mil	1,2	79.372	64.842.297
Municípios médios	Entre 100 mil e 1 milhão	1,1	62.743	57.268.225
Municípios grandes	Superior a 1 milhão	1,1	41.365	37.838.724

Tabela 6. Geração de Resíduos Sólidos Municipais no Brasil (ABRELPE, 2017)

	Geração (t/dia)		Geração (kg/dia *per capita*)	
	2016	**2017**	**2016**	**2017**
Brasil	212.753	214.868	1,032	1,035
Região Norte	15.444	15.634	0,871	0,872
Região Nordeste	55.056	55.492	0,967	0,969
Região Centro-Oeste	15.337	15.519	0,979	0,978
Região Sudeste	104.789	105.794	1,213	1,217
Região Sul	22.127	22.429	0,752	0,757

Pelos dados brasileiros, atualmente a geração de resíduos *per capita* apresenta valores da ordem de pouco mais de 1 kg/dia (1,035 kg/dia *per capita* em 2017). Este valor varia entre um máximo de 1,217 kg/dia para a região Sudeste e 0,757 kg/dia para a região Sul. Conforme Campos (2012) uma forte correlação com fatores de renda é observada, corroborando com as avaliações internacionais relatadas em ISWA (2017) ou Zaman (2016). Ressalta-se o crescimento importante da geração de resíduos observada ao longo destas duas últimas décadas, que é fruto tanto do aumento populacional quanto do aquecimento da economia e do consumo verificados ao longo destes anos (ver Figura 6).

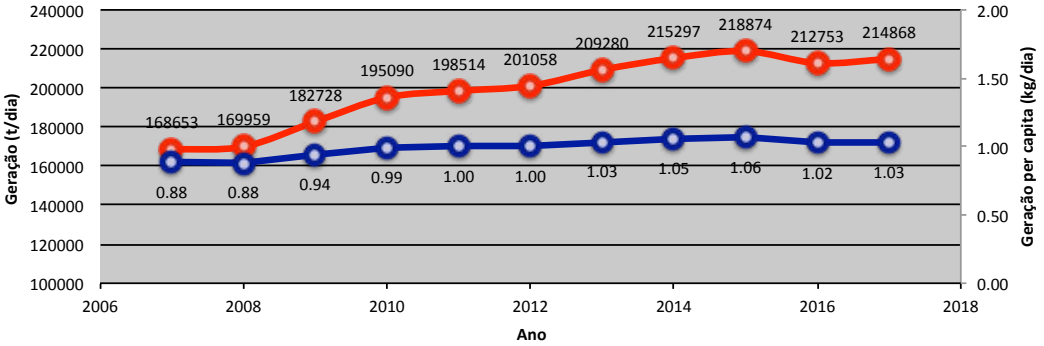


Figura 6. Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil – total e *per capita* (ABRELPE, 2017)

Como relatado nos diferentes documentos, a disposição final de RSU destina-se a aterros. No entanto, ainda cerca de 40% dos resíduos são ainda dispostos de forma imprópria (lixões ou aterros controlados). Tais números são apresentados nas tabelas 7 e 8 e ilustrados no mapa da Figura 7.

Embora a legislação brasileira estabeleça fechamento imediato de áreas inadequadas de destino final, prefeituras apresentam incapacidade operativa claramente identificada para com a gestão de RSU, parte por ineficácia técnica, parte por falta de recursos para investimentos públicos e de políticas de priorização para o enfrentamento do problema.

O panorama da gestão de RSU no Brasil ainda indica que um importante esforço de gestão deve ser engendrado nos diferentes níveis de ação do estado (federal a municipal). Embora todo o arcabouço legal e de planejamento brasileiros apresentem uma base coerente de ações necessárias do estado para com a gestão de RSU, desde o começo desta década, esforços públicos devem ser viabilizados para o cumprimento de metas de planejamento traçadas até o ano de 2030 (BRASIL, 2011).

Tabela 7. Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil (IPEA, 2012)

	Disposição (t/dia)	%
Aterro sanitário	110.044	58,3
Aterro controlado	36.673	19,4
Vazadouros a céu aberto (lixão)	37.360	19,8
Compostagem	1.519	0,8
Triagem para reciclagem	2.592	1,4
Incineração	64	< 0,1
Vazadouro em áreas alagáveis	35	< 0,1
Outra unidade	525	0,3

Tabela 8. Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil (ABRELPE, 2017)

	Disposição (t/dia)	%
Aterro sanitário	115.801	59.1
Aterro controlado	44.881	22.9
Vazadouros a céu aberto (lixão)	35.368	18.0

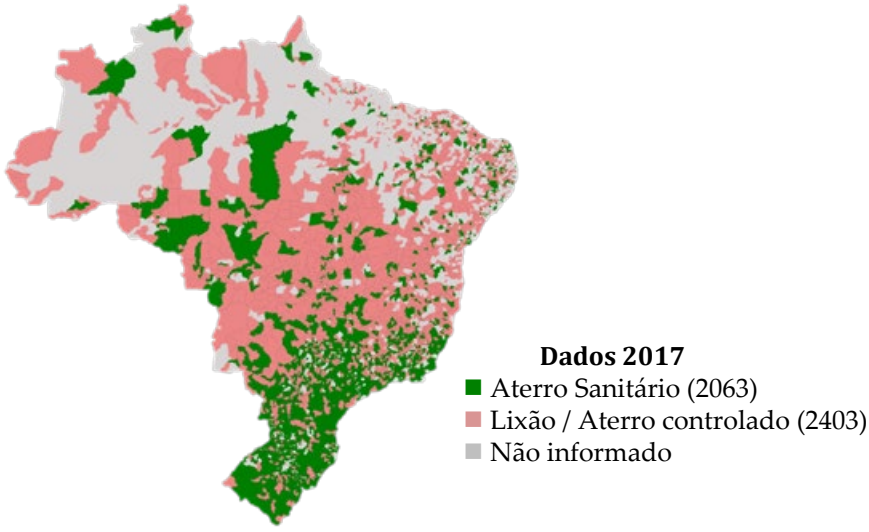


Figura 7. Disposição final de Resíduos Sólidos Municipais no Brasil (*http://www.lixoes.cnm.org.br*)

Relativo à reciclagem de RSU no Brasil, ressalta-se de forma positiva o aumento na série histórica dos volumes registrados, como ilustrado na Figura 8. Isto é corroborado com os totais de reciclagem de alumínio, papel e plástico, que são apresentados na Figura 9.

Com valores da taxa de reciclagem em torno de 31%, o indicador brasileiro representa um bom escore, mesmo em comparação com países de alta renda (HIC, Tabela 4) que registram taxas médias em torno de 21%. Este alto nível de reciclagem no Brasil é fruto principalmente da reciclagem do alumínio e do papel, que apresentam altas taxas como consequência direta de uma cadeia de aproveitamento deste tipo de resíduo. Isto envolve a força de trabalho de catadores junto com valores de mercado atrativos para este perfil de reciclagem. Ressalta-se ainda que, no caso do plástico, os valores de mercado são pouco atrativos, refletindo nas baixas taxas de reaproveitamento deste tipo de resíduo. Reforça-se também o esforço de municipalidades brasileiras no sentido de aumentar a coleta seletiva no país, com bons resultados obtidos na última década.

No que concerne à reciclagem do plástico, o principal gargalo para o problema repousa no baixo valor de mercado a ser recuperado por catadores, em face do fator de escala quanto ao volume de material reciclado que desperte um interesse econômico e, assim, uma viabilidade no processo de reciclagem. É necessária uma imediata ação para reduzir o volume de plástico em aterros e sua consequente dispersão nos oceanos e rios.

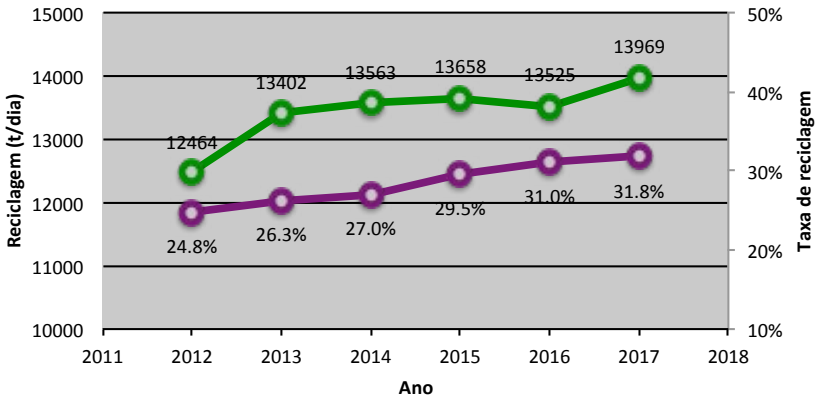


Figura 8. Evolução da reciclagem de resíduos sólidos no Brasil (ABRELPE, 2017)

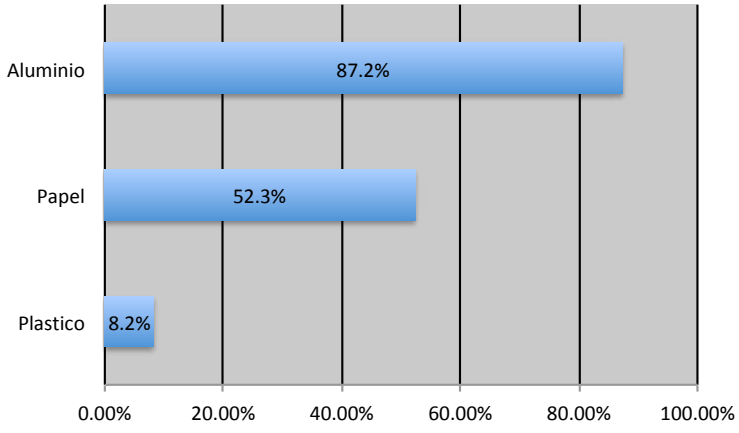


Figura 9. Taxa de reciclagem de materiais no Brasil (ABRELPE, 2017)

Os desafios da gestão ambiental de resíduos sólidos devem induzir ações do estado em diferentes níveis da hierarquia. No Brasil, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2011) apresenta um conjunto de medidas a serem promovidas até 2030, que podem ser pontuadas pelas seguintes ações:

- **relativas à redução da geração de resíduos e reúso:** incentivo à produção e consumo sustentáveis por meio de programas de educação ambiental e rotulagem de produtos. Estabelece-se a promoção de avaliação de ciclo de vida de produtos (ACV) no sentido de traçar estratégias sustentáveis em vários setores;
- **relativas à reciclagem:** incentivo à coleta seletiva e à reciclagem de produtos, seja na fonte ou no processo de recuperação antes da disposição de resíduos. Políticas socioambientais quanto aos catadores são previstas. Nota-se que as ações de reciclagem somente proporcionam resultados efetivos quando a separação proporciona homogeneidade do resíduo com valor agregado para seu reprocessamento (caso dos diferentes tipos de plástico, por exemplo). O reciclável perde valor caso não possa ser industrialmente reciclado, devendo, portanto, compor combustível na etapa de recuperação energética;
- **relativas à etapa de recuperação:** incentivo à implantação de unidades de triagem/reciclagem e de compostagem. O aproveitamento energético de resíduos é previsto para a queima de metano (300 MW previstos); e
- **relativas ao destino final:** fechamento de todos os lixões brasileiros com adequação ambiental em todas as áreas de destino (lixões e aterros controlados ou não).

Certamente, a aplicação efetiva do planejamento brasileiro por meio de planos, programas e projetos nas diferentes esferas de governo, proporcionará indicadores positivos quanto à gestão de Resíduos Sólidos Urbanos. Infelizmente, a agenda proposta em 2011 encontra-se em grande atraso, onde três principais gargalos podem ser identificados:

- necessidade de fortalecimento técnico e institucional de municipalidades, no sentido de proporcionar o equacionamento da gestão de resíduos sólidos na escala local;
- necessidade de modernização de marcos legais para a redução de geração de resíduos mediante instrumentos jurídicos e econômicos para embalagens de produtos e promoção de reúso/reciclagem na origem; e
- equacionamento de investimentos públicos e privados que garantam os financiamentos do processo de gestão de resíduos sólidos, com o estabelecimento de fontes de recursos para implantação de projetos que proporcionem indicadores eficazes para a solução do problema.

Em todos os pontos acima identificados, o aproveitamento energético de Resíduos Sólidos Urbanos pode contribuir para compor projetos de resultados efetivos para a redução e mitigação do problema ambiental.

3. SUSTENTABILIDADE DA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A necessidade de promover sustentabilidade urbana, por meio da gestão adequada de resíduos sólidos, vem sendo objeto de agendas internacionais desde a década de 90. As ações sustentáveis para o contexto urbano são objeto de prioridades assinaladas no documento da conferência do Rio de Janeiro (ONU-WCED, 1987), em conferências subsequentes (e.g. ONU-Habitat, 2010) e demais documentos de agendas globais (ONU, 2015).

As metas da Organização da Nações Unidas (ONU) para desenvolvimento sustentável na agenda 2030 apresentam pontos específicos para a busca de cidades sustentáveis e ambientes urbanos saudáveis[1] (ODS-6 e ODS-11), onde a questão de resíduos sólidos é colocada de forma explícita. Um documento específico sobre a gestão de lixo e sua aderência às metas de desenvolvimento sustentável é apresentado mais detalhadamente no relatório *Waste Management Outlook* (UNEP, 2015), e algumas de suas metas são reproduzidas aqui na Tabela 9. Observa-se uma relação entre ações para 2030 e 2050 traçadas no documento do Programa Ambiental da Organização das Nações Unidas (UNEP), as quais proporcionam ganhos de sustentabilidade e que envolvem a gestão de RSU.

A agenda proposta pelo documento da UNEP é também convergente com as metas principais traçadas no Plano Nacional Brasileiro de Resíduos Sólidos e, consequentemente, com a política nacional para o setor. Nesse sentido, pode-se considerar que a agenda nacional para enfrentamento do problema apresenta propostas coerentes, que, se efetivadas, proporcionarão indicadores de sustentabilidade positivos. Cabe lembrar que ações de sustentabilidade devem sempre envolver um caráter integrado das diferentes dimensões associadas ao contexto social, ambiental e econômico. Isto reflete a própria base conceitual da sustentabilidade em seu caráter de compromisso e equidade intra e intergeracional.

Tabela 9. Metas para a Gestão de Resíduos Sólidos (UNEP, 2015)

		Metas para a gestão de resíduos sólidos	ODS 2030*
Até 2030	W1	Acesso de todos a serviços de coleta de resíduos sólidos - adequados, seguros e acessíveis.	ODS-3, ODS-6 e ODS-11.
	W2	Finalização de despejo descontrolado e queima aberta.	ODS-6, ODS-11 e ODS-13.
Até 2050	W3	Promoção da gestão sustentável e ambientalmente saudável para todos os resíduos, particularmente de resíduos perigosos.	ODS-3, ODS-6 e ODS-11.
	W4	Redução substancial da geração de resíduos por meio da prevenção e dos 3Rs (reduzir, reutilizar, reciclar) e, assim, criar empregos verdes.	ODS-11, ODS-12 e ODS-8.
	W5	Redução, pela metade, do desperdício global de alimentos *per capita* nos níveis de varejo e consumidor e redução das perdas de alimentos na cadeia de fornecimento.	ODS-2, ODS-11 e ODS-12.

* ODS-2 – Fome zero e agricultura sustentável, ODS-3 – Saúde e Bem-estar, ODS-6 – Água e saneamento, ODS-8 – Trabalho decente e crescimento econômico, ODS-11 – Cidades e comunidades sustentáveis, ODS-12 – Consumo e produção sustentáveis e ODS-13 – Ação contra a mudança global do clima.

1 A agenda 2030 estabelece 17 objetivos que contribuirão para o Desenvolvimento Sustentável Global (ODS).

Alguns trabalhos recentes têm explorado a integração de ações da gestão de resíduos sólidos com a promoção de sustentabilidade urbana. O trabalho de Rodić e Wilson (Rodić & Wilson, 2017) explora a efetividade de instrumentos de governança da gestão de resíduos sólidos (instrumentos diretos, econômicos e sociais) e a promoção de sustentabilidade sob a ótica de diferentes metas de sustentabilidade. Os autores concluem que ações integradas de governança, multidimensionais, são necessárias para que resultados realistas sejam atingidos, em particular em países em desenvolvimento.

Troschinetz & Mihelcic (Troschinetz & Mihelcic, 2009) discutem o esforço para o estabelecimento de práticas de reciclagem do lixo em países em desenvolvimento. O trabalho identificou 12 fatores que influenciam a reciclagem sustentável de RSU: política do governo, finanças públicas, caracterização de resíduos, coleta e segregação de resíduos, educação doméstica, economia doméstica, administração de RSU, educação de pessoal de RSM, planejamento local, reciclagem local - mercado de materiais, recursos tecnológicos e humanos e disponibilidade de terras. Observa-se a explícita necessidade de fortalecimento institucional, bem como de ações públicas efetivas para a solução de problemas locais, que é identificado neste artigo, e muitos outros subsequentes.

Esforços têm sido direcionados no sentido de avaliar a sustentabilidade de estratégias de gestão de resíduos sólidos a partir de indicadores robustos, que permitam a análise e a tomada de decisão em práticas que promovam sustentabilidade (e.g. Milutinović *et al*., 2014, 2017; Passarini *et al*., 2014; Rigamonti, Sterpi & Grosso, 2016). Alguns destes envolvem a avaliação de recuperação de energia e/ou compostagem ao fim da cadeia de processamento de RSU, comparativamente a outras estratégias de promoção da gestão de resíduos sólidos em todo o contexto hierárquico (Taelman *et al*., 2018). Ressalta-se a necessidade de avanço em instrumentos de avaliação de ações sustentáveis, baseados em marcos conceituais mais sólidos, o que é também reforçado no trabalho de Allesch & Brunner (2014).

Portanto, no sentido de proporcionar uma visão geral sobre alguns marcos conceituais que contribuam para que metas de sustentabilidade sejam atingidas, vale referenciar duas abordagens para avaliação de práticas sustentáveis de gestão de resíduos sólidos. Aqui serão pontuadas, de forma breve, duas metodologias que proporcionarão uma base de trabalho: avaliação de ciclo de vida e economia circular.

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma abordagem sistêmica para a determinação de estimativa de impactos ambientais (emissões), de aporte energético e de novos recursos naturais em toda a vida de um produto ou serviço (da matéria-prima ao descarte). Trata-se de um importante instrumento para apoio à decisão, no sentido de estabelecer escolhas sustentáveis para a concepção, projeto, manufatura, transporte e comercialização de produtos. A ACV pode proporcionar um importante avanço para a disponibilização de produtos e serviços sustentáveis e ecocompatíveis (Rebitzer *et al*., 2004; Hellweg *et al*., 2014), otimizando recursos e energia e reduzindo impactos ambientais. A ACV é objeto de normativas internacionais específicas (normas da série ISO-14040) e compõe a base moderna do projeto de produtos e sistemas (ISO, 2006).

A relação da ACV com a geração e gestão de resíduos sólidos tem sido amplamente explorada ao longo das duas últimas décadas (ver trabalhos de revisão de Cherubini, Bargigli & Ulgiati, 2009; Cleary, 2009; Laurent *et al*., 2014; Bernstad Saraiva *et al*., 2018, por exemplo). Esta metodologia vem sendo aplicada com sucesso em estudos para produtos, em diferentes setores da economia, bem como para estudos de casos sobre a gestão de RSU em diferentes países. Especificamente para sistemas *WtE*, a metodologia vem proporcionando uma referência metodológica para intercomparação de tecnologias, avaliando-se vantagens e desvantagens de implementação de sistemas (Arena, Ardolino & Di Gregorio, 2015; Astrup *et al*., 2015; Cremiato *et al*., 2018).

No contexto da ACV, arranjos tecnológicos podem ser comparados em termos de suas emissões, do seu consumo de recursos dos reservatórios naturais e de seu balanço energético. Uma importante contribuição da metodologia é centrada na avaliação de ações em diferentes níveis hierárquicos da gestão de resíduos sólidos, proporcionando indicadores importantes para a implementação de estratégias, em face de seus impactos ambientais identificados. Escolhas mais sustentáveis certamente proporcionam menos emissões, menor consumo de recursos novos e menor consumo energético em todo seu ciclo de vida, reforçando, assim, a adequação de metodologia para identificação de práticas e tecnologias sustentáveis.

Um outro importante conceito, bastante explorado na atualidade, é o da Economia Circular (Stahel, 2016; Kirchherr, Reike & Hekkert, 2017; Korhonen, Honkasalo & Seppälä, 2018). Trata-se de um conceito estratégico que se assenta na redução, reutilização, recuperação e reciclagem de materiais e energia. Como esta visão tem base em teorias de economia ecológica, ela pode proporcionar um forte componente de sustentabilidade em seu viés de análise.

A Economia Circular vai ao encontro de uma base de preservação ambiental nos fluxos econômicos, por meio de uma otimização de uso de recursos naturais, no sentido de minimizar impactos e fechar ciclos de reaproveitamento de matéria e energia. O fechamento de tais ciclos proporciona a redução de desperdícios e o uso reduzido de novos insumos. Dessa forma, uma maior eficácia sistêmica pode ser atingida, com redução de externalidades socioambientais negativas. A Figura 10 ilustra o conceito de fechamento de ciclos, base da abordagem de Economia Circular, que é caraterizada como um contraponto aos limites da lógica linear dos fluxos econômicos tradicionais.

Figura 10. Diagrama de base da economia circular

No contexto da Economia Circular, quebra-se a lógica linear do fluxo econômico baseada em um processamento da matéria-prima da fonte até o descarte, gerando valor econômico em toda a cadeia. No contexto da Economia Circular, fluxos de reaproveitamento são identificados, de forma a proporcionarem uma visão cíclica fechada de matéria e de energia. Embora o conceito compõe hoje estratégias nacionais e de negócios para a modificação da produção (EM Foundation, 2012), algumas falhas conceituais são identificadas e devem ser aperfeiçoadas no âmbito do detalhamento mais rigoroso do conceito. As principais limitações do conceito direcionam-se à concepção de fluxos fechados, o que não é verificado pela conservação da massa (tendo em vista a produção de emissões em todas as etapas de ciclos), tampouco pela conservação da energia, cujo aporte adicional deve ser suprido a cada etapa de transformação (consequência fundamental da primeira e segunda leis da termodinâmica). Nesse sentido, uma definição mais rigorosa para o conceito de Economia Circular é proposta por Korhonen, Honkasalo & Seppälä (2018):

> A economia circular é uma economia construída a partir de sistemas sociais de produção-consumo, que maximiza o serviço produzido a partir do fluxo linear de energia e matéria entre natureza-sociedade-natureza. Isso é feito usando fluxos de materiais cíclicos, fontes de energia renováveis e fluxos de energia tipo cascata2. A economia circular bem-sucedida contribui para todas as três dimensões do desenvolvimento sustentável. A economia circular limita o fluxo de produção a um nível que a natureza tolera e utiliza ciclos ecossistêmicos em ciclos econômicos, respeitando suas taxas naturais de reprodução.

Esta definição proposta ajusta-se melhor à questão do balanço energético e agrega a base do conceito de sustentabilidade em seu corpo.

De fato, o conceito de Economia Circular tem origem no ambiente de negócios (Murray, Skene & Haynes, 2017; Korhonen, Honkasalo & Seppälä, 2018) e de planejamento nacionais de países e blocos econômicos (Geng *et al*., 2013; European Commission, 2015). Nesse sentido, a incorporação de práticas sustentáveis é diretamente beneficiada por este tipo de abordagem, cabendo à academia um refinamento conceitual e metodológico mais crítico, na lógica das ciências da sustentabilidade.

A gestão de Resíduos Sólidos Urbanos é fortemente influenciada pela abordagem de Economia Circular (e.g. Tisserant *et al*., 2017; Nakamura & Kondo, 2018). Isto pode fortalecer as ações hierárquicas da gestão focadas no reúso e reciclagem, bem como estabelecer um forte componente de sustentabilidade na organização da produção de bens e serviços. No ambiente urbano, a identificação e implementação de ciclos podem contribuir no volume de trajetórias cíclicas de reúso e reciclagem. Isto é explorado em EM Foundation (2017) ou Romero-Hernández & Romero (2018).

2 Os autores consideram que seria mais fácil se referir a "ciclos de energia" ou "reciclagem de energia". No entanto, na física, a energia não pode ser reciclada. Portanto, a utilização de níveis mais baixos de pressão e temperatura de energia em cascatas é a expressão cientificamente precisa (Korhonen, Honkasalo & Seppälä, 2018). Aqui não vemos problema em utilizar a expressão "ciclo de reaproveitamento de energia", considerando que nem toda a energia pode ser reaproveitada, como consequência da 2ª Lei da Termodinâmica. O efeito em cascata é apenas uma consequência natural do fechamento do ciclo.

A discussão do fechamento do ciclo de reaproveitamento energético é objeto de alguns trabalhos sobre Economia Circular. O trabalho de Tomić & Schneider (2018) discute o papel da energia nos ciclos de reaproveitamento de materiais no contexto da Economia Circular, readequando o conceito à questão da recuperação de energia e em sua utilização em cascata. Quando o ciclo de energia é contabilizado, naturalmente o contexto de conservação se faz totalmente sem sentido, e uma nova visão de otimização sistêmica deve ser considerada (Cooper *et al*., 2017; Pelorosso, Gobattoni & Leone, 2017; Romero-Hernández & Romero, 2018). A questão do fluxo energético também levanta a discussão sobre o papel de sistemas de recuperação de resíduos via *WtE*. No início, a visão de ações em fim de vida sempre qualificava em segundo plano o processo de recuperação energética, em detrimento de ações hierarquicamente prioritárias baseadas em reúso e reciclagem. No entanto, o papel da recuperação energética vem sendo colocado sobre nova visão crítica em vários trabalhos recentes (Pan *et al*., 2015; European Commision, 2017; Malinauskaite *et al*., 2017).

Por fim, cabe observar que as duas abordagens, aqui ressaltadas, dialogam entre si, sendo complementares em seu potencial de busca de soluções. A ACV é uma técnica de diagnóstico e de controle de desempenho ambiental de um sistema tecnológico, sendo, portanto, uma métrica por excelência para a caracterização deste desempenho. No contexto atual, os sistemas apresentam fluxos típicos da economia circular, sob os quais a ACV é aplicada para o estabelecimento de indicadores de desempenho. Isto pode certamente proporcionar um ganho de sustentabilidade no contexto da busca de soluções para a gestão de resíduos sólidos.

No sentido, portanto, de fechar o presente item, cabe identificar preliminarmente alguns indicadores de sustentabilidade sob os quais as estratégias de recuperação (mineração, compostagem e *WtE*) podem ser avaliadas. Isto é sugerido pela Tabela 10, baseada na proposição de Chong, Teo & Tang (2016a), que por sua vez considera critérios ACV, revisando outros trabalhos da literatura. Os indicadores propostos contemplam as diferentes dimensões do problema e são a base de partida para um detalhamento mais específico posteriormente. Lembra-se que os indicadores podem ser agregados em um único valor (como forma de proporcionar decisões rápidas ou formação de opinião). Os indicadores podem ser gerados em todo o ciclo de vida dos componentes do RSU, seguindo a lógica da ACV.

Tabela 10. Proposta de indicadores de sustentabilidade para sistemas de recuperação (Chong, Teo & Tang, 2016b)

Indicadores ambientais	Indicadores econômicos	Indicadores sociais
IA1 - Emissões atmosféricas (CO_2, VOC, SO_2, NOx, CH_4, particulados).	IE1 - Custos por tonelada processada (Triagem, *WtE*, compostagem).	IS1 - Geração de empregos verdes. Renda.
IA2 - Emissões subsolo (Chorume, acidificação etc.).	IE2 - Custos gerais (Investimento, OEM, transporte etc.).	IS2 - Ocupação de terreno.
IA3 - Outras emissões (som, visual etc.).	IE3 – Custos da geração de eletricidade e energia convertida.	IS3 - Danos à saúde humana.
	IE4 – Valores recuperados pela compostagem e reciclagem.	

4. IMPACTOS AMBIENTAIS NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: RECUPERAÇÃO E DESTINO FINAL

A identificação de impactos ambientais na gestão de resíduos sólidos é necessária para quantificar os indicadores relevantes para a sociedade, sobre como as diferentes etapas de processamento do lixo impactam os ecossistemas e o ambiente urbano. Aqui, uma avaliação geral nos processos de fim de vida (recuperação e descarte), tal como apresentados na Figura 3, será discutida.

A Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) é uma etapa condicionante que deve ser executada antes que um licenciamento seja liberado a um determinado projeto. Isto também é um condicionante legal, onde é necessário identificar os principais impactos nas etapas de recuperação e destino final de resíduos sólidos, para implantação de projetos no Brasil. Em geral, a identificação de impactos ambientais no processamento de RSU dialoga com os indicadores ambientais de sustentabilidade e com a Avaliação de Ciclo de Vida, discutidas anteriormente. Neste item, apresenta-se uma discussão sobre a contextualização do problema ambiental, ressaltando os principais impactos e emissões.

No sentido de estabelecer uma visão completa dos impactos ambientais no fim de vida de RSU, cabe apresentar uma breve visão geral sobre as emissões poluentes na atmosfera e nos recursos hídricos. Toma-se, como ponto de partida, a descrição dos processos bioquímicos associados à formação de poluentes na disposição final de RSU em aterro. Os dois principais focos de contaminação associados à disposição final estão relacionados com a formação de poluentes gasosos e na geração e dispersão de chorume[3].

A origem da formação de emissões gasosas em aterro tem como base o processo de degradação do componente orgânico dos resíduos dispostos em subsolo (cerca de 50% da composição do RSU). As parcelas percentuais da parte orgânica do lixo podem ser classificadas tal como apresentadas na Tabela 11, cuja boa parte é composta de material celulósico. De forma simplificada, o componente orgânico do lixo pode ser representado por um composto de composição molecular equivalente a $C_6H_{10}O_4$ (Themelis & Ulloa, 2007). Eventualmente o enxofre pode ser adicionado, tendo em vista sua origem em certos materiais orgânicos do resíduo (podas de árvore, por exemplo) – $C_6H_{10}O_4S_x$.

Tabela 11. Componentes químicos da parcela orgânica do lixo (El-Fadel, Findikakis & Leckie, 1997)

Constituinte químico	Parcela em massa (base seca)
Celulose. Açúcar. Amido.	58±6 %
Hemicelulósico	~11,9 %
Lignina	11,2±5.8 %
Lipídios	~5,7 %
Proteínas	3,4±1.2 %

3 Chorume, ou lixiviado, é a denominação do efluente líquido composto pela decomposição bioquímica do resíduo orgânico.

Todos os materiais orgânicos são biodegradáveis e são reduzidos a compostos com moléculas mais simples, mediante processos bioquímicos por meio de microrganismos, por intermédio de reações aeróbicas e anaeróbicas. Os produtos destas reações geram gases (em particular CO_2 e CH_4) e o chorume. As reações ocorrem no ambiente poroso de subsolo, onde os substratos de ar (que é consumido rapidamente) e água estabelecem uma dinâmica bioquímica equivalente a um biorreator. De forma simplificada, o problema da formação de gases de aterro é expresso pela reação

$$C_6H_{10}O_4 + 1.5H_2O \rightarrow 3.25CH_4 + 2.75CO_2 \quad (1)$$

Os processos mais detalhados de formação de gases e chorume são bem conhecidos na literatura e são resumidos no trabalho de El-Fadel, Findikakis & Leckie (1997) ou Themelis & Ulloa (2007).

Dentre eles, destaca-se o processo da formação de metano e dióxido de carbono, a partir da decomposição do lixo. Este pode ser caracterizado por quatro etapas nas quais os componentes orgânicos apresentados na Tabela 11 são modificados por reações bioquímicas (ver Figura 12). Inicialmente, na fase I, na presença de ar atmosférico ainda disponível na matriz porosa do resíduo, os compostos orgânicos são oxidados em ambiente aeróbico com reação semelhante à combustão. As bactérias fermentativas hidrolisam a matéria orgânica complexa em moléculas solúveis. Nesta fase, os produtos são dióxido de carbono e vapor de água. Esta reação é expressa como

$$C_6H_{10}O_4 + 1.5H_2O \rightarrow C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \text{ (Hidrólise).} \quad (2)$$

Em sequência, as principais biorreações em aterros compõem a digestão anaeróbica que ocorre em três etapas subsequentes. Na fase II as moléculas hidrolisadas são convertidas por bactérias formadoras de ácido, em ácidos orgânicos simples, dióxido de carbono e hidrogênio. Estas fases podem ser expressas pela quebra dos compostos hidrolisados como

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CH_3COOH \text{ (Acidogenese), e} \quad (3)$$

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2C_2H_5OH + 2CO_2 \text{ (Acetogenese).} \quad (4)$$

Na fase III, o metano é formado por bactérias metanogênicas, por meio da quebra dos ácidos em metano e dióxido de carbono e, ainda, pela redução do dióxido de carbono com o hidrogênio, ou seja,

$$CO_2 + H_2 \rightarrow 4H_4 + CH_4 + 2H_2O \text{ e} \quad (5)$$

$$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO. \quad (6)$$

A dinâmica das transformações das diferentes etapas é ilustrada nas figuras 11 e 12.

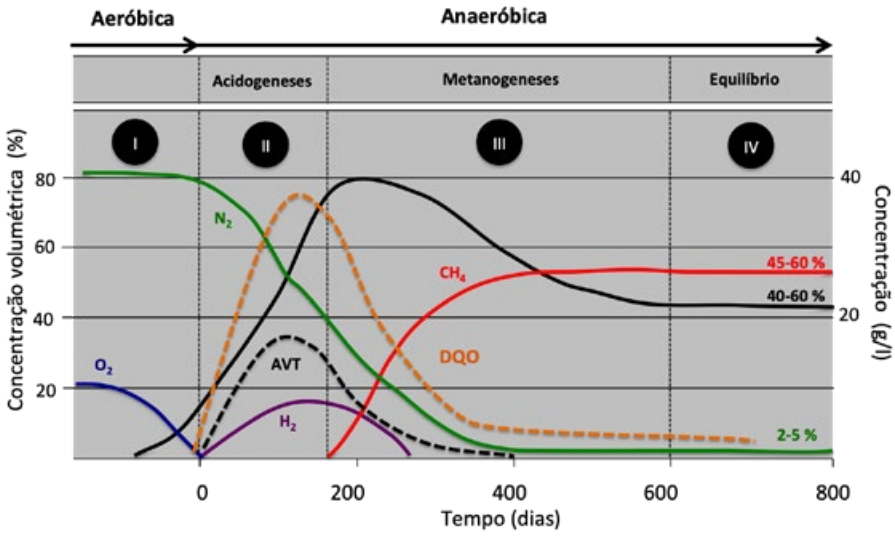


Figura 11. Formação de gases e chorume em aterro

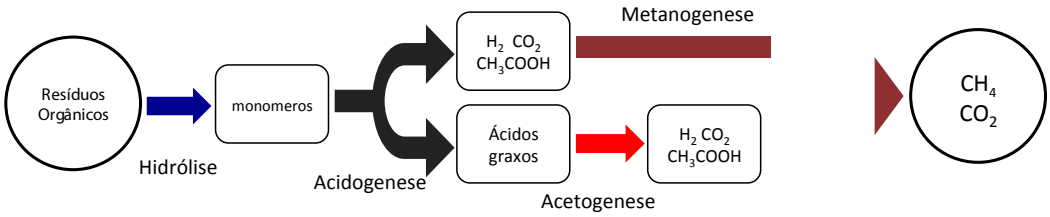


Figura 12. Etapas de formação bioquímica de gases de aterro

A composição final típica do gás de aterro é apresentada na Tabela 12. É importante ressaltar que os mecanismos bioquímicos de formação de gases são influenciados pelos seguintes fatores:

- composição dos resíduos orgânicos e sua granulometria;
- temperatura, pH e alcalinidade;
- umidade; e
- presença de metais, sulfatos e outros compostos.

Tais condições definem o volume de gás formado em aterro e sua composição exata.

Tabela 12. Composição química típica do gás de aterro

Componente	Concentração em volume (%)
CH_4	40-70
CO_2	30-60
CO	0-3
N_2	3-5
H_2	0-5
H_2S	0-2
Traços	0-1

As emissões de poluentes em meio aquoso, a partir do processo da decomposição do lixo, são caracterizadas pela formação e dispersão do chorume no subsolo. Isto é o resultado da remoção de compostos solúveis, por percolação da água na matriz porosa do substrato solo-resíduo. Estes compostos são produtos das reações bioquímicas descritas anteriormente, cuja dinâmica em meio aquoso é apresentada na Figura 11 e complementada na Figura 13. Nestas figuras, os componentes do chorume são quantificados pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO), pela concentração de Ácidos Voláteis Totais (AVT) e pela Amônia (NH_4^+).

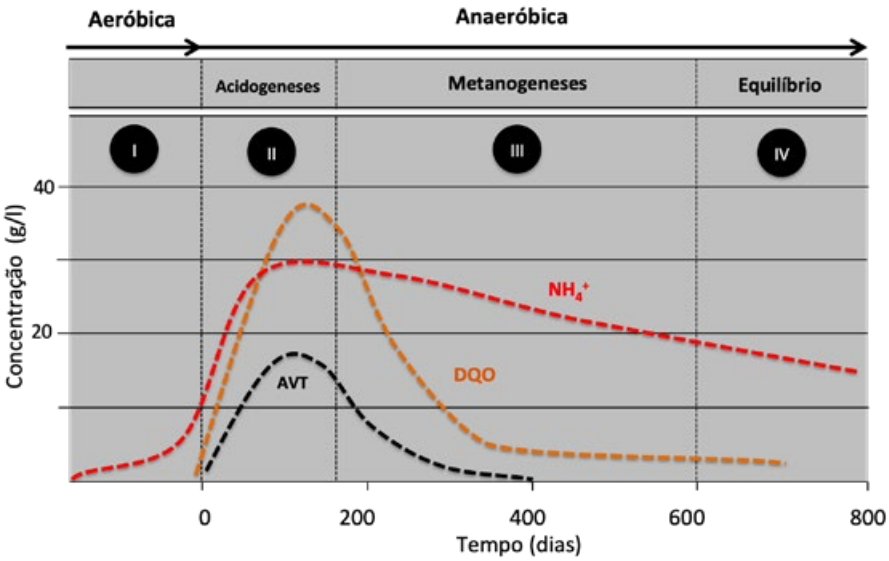


Figura 13. Formação de chorume em aterro

A composição final do chorume é uma mistura de um grande número de compostos, que podem ser reagrupados de forma resumida em:

- **matéria orgânica solúvel**, quantificada pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO), pelo Carbono Orgânico Total (COT) e pelos ácidos graxos voláteis (resultado da etapa acidogênica descrita anteriormente);
- **macrocomponentes inorgânicos**, principalmente compostos por Cálcio (Ca_2+), Magnésio (Mg_2^+), Potássio (Na^+), Amônia (NH_4^+), Ferro (Fe_2^+), Manganês (Mn_2^+), Cloro (Cl^-), dentre outros; e
- **metais pesados**, como Cádmio (Cd_2^+), Cromo (Cr_3^+), Cobre (Cu_2) etc.

A composição final do chorume é fruto da composição e do volume de lixo (em coluna) depositado no aterro. Influenciam também o teor de umidade (fruto da precipitação e percolação), a temperatura e a idade do aterro.

O chorume tem alto potencial de contaminação orgânica em recursos hídricos de subsolo. Em aterros não controlados, isto representa um importante impacto ambiental sob aquíferos e águas superficiais próximas a estes aterros. A determinação de impactos ambientais do chorume de aterros deve identificar todos os processos de difusão da pluma em subsolo e eventual risco de contaminação de recursos hídricos em áreas próximas.

Em aterros sanitários, o chorume é depositado em reservatórios para tratamento e neutralização de impacto. Utiliza-se, para isso, processos similares ao processamento de esgotos domésticos. Nesse sentido, a drenagem de chorume de subsolo deve ser efetuada por bombeamento, com posteriores operações de neutralização de potenciais de poluição orgânica em biorreatores, com combinação de produtos químicos adicionais que potencializem a dinâmica de reação.

Tendo em vista, portanto, os poluentes formados pelo processo de disposição final do lixo em aterro, os seguintes impactos ambientais podem ser identificados:

- **poluição do ar local:** odores e emissões de metano e demais traços, para a atmosfera, caracterizam o impacto local da dispersão de poluentes gasosos. Elas também podem representar um risco de incêndios, a partir da ignição do metano em altas taxas;
- **gases de efeito estufa:** tanto o metano quanto o CO_2, oriundos de aterros, contribuem para a emissão de gases de efeito estufa e, portanto, contribuem para os efeitos de mudanças climáticas globais. O impacto do metano é 20 vezes superior ao do dióxido de carbono (EPA, 2013);
- **poluição orgânica de recursos hídricos:** a migração do chorume em subsolo (pluma) apresenta riscos e possibilidades reais de contaminação de lençóis freáticos, aquíferos e cursos d'água, na região de influência do aterro; e
- **poluição do plástico:** identifica-se a dispersão de resíduos plásticos por meio da chuva, contaminando águas territoriais e zonas oceânicas com embalagens e resíduos flutuantes.

Baseado nestes potenciais impactos, um conjunto de ações mitigadoras pode ser implementado no sentido de minimizar o potencial poluidor do processo de disposição final do lixo urbano. Para a questão das emissões gasosas, as seguintes medidas contribuem significativamente para a redução e risco de poluição (e.g. EPA, 2011; Mukherjee *et al*., 2015):

- **redução da parcela orgânica do resíduo depositada em aterro:** isto pode ser obtido a partir de implantação de unidades de compostagem controlada ou, ainda, pelo processamento do resíduo orgânico em biorreatores com digestão anaeróbica. Obtém-se, assim, de forma controlada, metano para uso em energia ou para distribuição;
- **oxidação do metano pela queima:** a queima de metano em chamas de controle (Flares), a partir da purga de subsolo, reduz o metano ao dióxido de carbono, eliminando riscos locais de combustão e explosão. Reduz-se, assim, o impacto potencial de efeito estufa;
- **uso do metano em sistemas de energia ou distribuição:** o metano pode ser utilizado a partir da extração de subsolo e seu posterior processamento industrial, para distribuição ou, ainda, para a queima em sistemas *WtE* (motores, turbinas ou caldeiras); e
- **oxidação do metano em solo:** sistemas bioquímicos de oxidação do metano em camadas de solo (cobertura ou janelas bioquímicas). Tais sistemas apresentam eficácia limitada.

Para as emissões de chorume, os seguintes mecanismos são propostos (e.g. Mukherjee *et al*., 2015; Omar & Rohani, 2015):

- **redução da parcela orgânica do resíduo:** tal como apresentada anteriormente;
- **tratamento do chorume:** técnicas de processamento bioquímico, filtragem (membranas), térmico, eletroquímico etc., podem reduzir o impacto de poluição orgânica do chorume;
- **controle da pluma:** em aterros controlados ou desativados, a pluma de chorume em subsolo deve ser monitorada e controlada por mecanismos de drenagem, para posterior tratamento do contaminante;
- **controle de fluxos superficiais:** é necessário que os fluxos de água superficiais sejam controlados, de forma a não direcionar o chorume ou demais resíduos (plástico, por exemplo), para corpos d'água na mesma área de drenagem do aterro.

A gestão ambiental do aterro, bem como as propostas de organização de processamento de fim de vida, *in situ* (mineração, *WtE* e compostagem), podem proporcionar indicadores ambientais diferenciados para com o manejo do RSU, estabelecendo, assim, indicadores positivos para a sustentabilidade.

5. FECHAMENTO E REMEDIAÇÃO DE ATERROS ANTIGOS

Avaliações ambientais sobre o processamento e disposição final de resíduos em aterros, apresentadas no item anterior, são elaboradas considerando que as áreas de destino final estão ativas, isto é, onde o fluxo de resíduos chega regularmente para disposição, iniciando de forma contínua ciclos de geração de poluentes em subsolo e sua dispersão para a atmosfera e corpos d'água.

Uma diferente situação deve ser considerada para a condição de fechamento de aterros. Neste caso, novas estratégias de análise e intervenção devem ser elaboradas, visando aos processos de reparação de danos e de controle ambiental, bem como de redução de riscos de longo termo.

Esta situação específica é bastante pertinente à realidade brasileira, tendo em vista que milhares de aterros irregulares foram desativados na última década e milhares serão fechados nos próximos anos, como consequência da política nacional de resíduos sólidos. Esta situação mobiliza ações de planejamento e de mitigação de impactos, considerando os seguintes pontos:

- são necessários esforços de planejamento para estabelecimento de ações de controle ambiental na área do aterro fechado, no sentido de prevenir contaminações devido às emissões, depois da desativação e ao longo de anos após o fechamento;
- para o fechamento, são necessárias diferentes intervenções para prevenção de impactos ambientais (terraplenagem adequada da cobertura, sistemas de queima de metano, drenagem de chorume etc.). Isto deve ser mantido ao longo do tempo por meio de um plano de monitoramento e controle ambiental, com manutenção constante de obras e sistemas de engenharia;
- é necessária a terraplanagem adequada da área, proporcionando estabilidade nas curvas de nível e de taludes, bem como a descontaminação de áreas de risco; e
- para a realidade brasileira, são necessárias ações sociais para redirecionamento da força de trabalho dos catadores.

Alguns documentos de referência têm sido produzidos, no sentido de orientar municipalidades para as ações necessárias de fechamento de aterros (ABRELPE & ISWA, 2016). Estas ações locais de gestão ambiental requerem planejamento, governança, base técnica e mobilização de longo prazo, o que representam um gargalo em face da realidade brasileira. O fechamento adequado de lixões ainda representará um grande desafio para muitos municípios brasileiros.

Uma abordagem diferenciada tem sido explorada internacionalmente para os processos de remediação de áreas de aterro desativadas. Trata-se da proposta de remediação e controle ambiental envolvendo abordagens integradas de mineração, reciclagem e *WtE*. A ideia principal é de proporcionar intervenções de descontaminação e de recuperação de áreas de aterros antigos, utilizando técnicas da mineração, aproveitando o gás de aterro residual e material depositado em subsolo para reciclagem e queima. A Figura 14 apresenta de forma esquemática os processos necessários de integração entre mineração do lixo e *WtE* (Hogland, 2002; Hogland, Marques & Nimmermark, 2004).

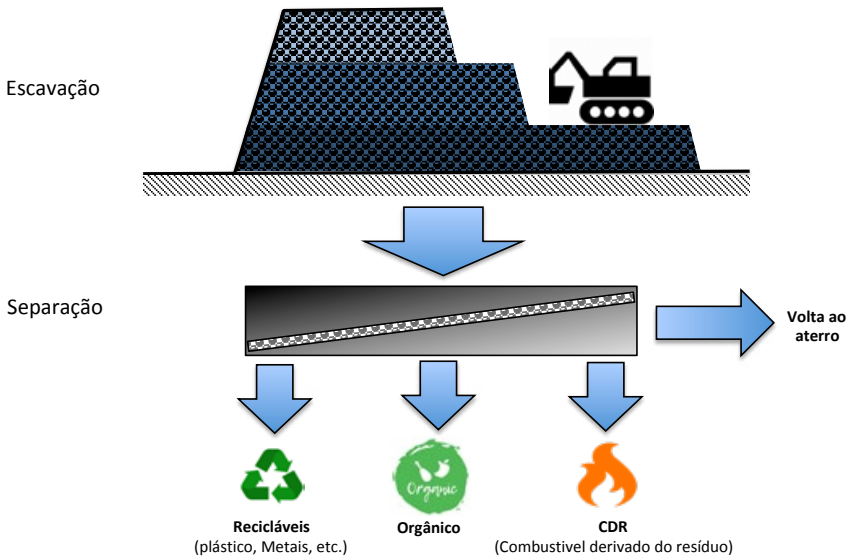


Figura 14. Mineração do lixo em aterros desativados

Neste tipo de operação, a área do aterro é escavada no sentido de retirar de forma adequada parte dos resíduos depositados. Antes de começar esta escavação, um processo de descontaminação de chorume (drenagem) e de gás (purga ou injeção de ar) é executado para cada célula de volume de lixo em subsolo. Este processo é utilizado no sentido de neutralizar contaminações e de remediar toda a área original de depósito. As abordagens técnicas deste tipo de procedimento são relatadas na literatura (Krook, Svensson & Eklund, 2012; Ziyang *et al*., 2015; Burnside, 2018).

Materiais recicláveis como plástico e metais são separados (parcialmente), bem como parcelas orgânicas e de material de queima (combustível derivado do resíduo). Outros resíduos tais como finos oriundos de materiais de construção civil, por exemplo, são neutralizados e redepositados em aterro. Os recicláveis são direcionados para processamento industrial, o componente orgânico é redirecionado para a compostagem ou para digestores aeróbicos/anaeróbicos, e os resíduos de potencial de queima entram no processamento de incineração *WtE*. Observa-se que o processo de separação de lixo antigo não apresenta a mesma eficácia de processos de reciclagem de lixos recentemente gerados.

A abordagem de mineração do lixo apresenta as seguintes vantagens em termos de mitigação:

- recuperação adequada do volume de lixo anteriormente depositado, proporcionando reciclagem e aproveitamento energético do passivo ambiental;
- descontaminação da área em relação às emissões gasosas (CH_4 e CO_2), odores e do chorume;
- remediação da área imprópria, proporcionando uma nova possibilidade de uso adequado do terreno.

Os procedimentos de mineração são extremamente complexos, tendo em vista as necessidades de descontaminação. O processo de escavação deve ocorrer após um planejamento e conhecimento profundo do volume de material enterrado em subsolo, e a estratégia de separação requer uma abordagem de intervenção de engenharia de minas adequada.

Nota-se que o processo tem custos relevantes, bem como proporciona um montante adicional de emissões e de energia, associado à operação de equipamentos de mineração. A tomada de decisão para a implantação de projetos de mineração do lixo em um aterro desativado deve considerar avaliações de custo-benefício, onde fatores socioambientais sejam levados em conta (Frändegård, Krook e & Svensson, 2015; Kieckhäfer, Breitenstein & Spengler, 2017).

Por fim, a utilização energética do gás remanescente no aterro, do gás produzido em digestores e pela queima do CDR em sistemas *WtE*, são de fundamental importância para a neutralização da emissão de metano e para a recuperação da energia do volume recuperado, bem como no equilíbrio de custos da operação de remediação como um todo.

No Brasil, nenhuma iniciativa deste porte foi relatada, no entanto, tendo em vista a situação brasileira relativa ao fechamento de lixões, este tipo de abordagem parece representar um desafio técnico e de gestão para os problemas de Resíduos Sólidos Urbanos, considerando a meta de fechamento de todos os lixões do Brasil ao longo dos próximos anos.

6. TECNOLOGIAS DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA (*WASTE-TO-ENERGY*)

Neste último item, as tecnologias *WtE* são apresentadas de forma breve, visto que serão objeto de uma revisão mais minuciosa em capítulos posteriores.

As tecnologias de recuperação energética do resíduo apresentam duas diferentes rotas tecnológicas consolidadas, que proporcionam a conversão da energia química das ligações moleculares dos materiais que compõem o lixo urbano. São elas:

- conversão bioquímica; e
- conversão térmica.

Estas rotas tecnológicas são ilustradas na Figura 15 e têm sido objeto de um importante número de trabalhos publicados na literatura (e.g. Wood *et al*., 2013; Shareefdeen, Elkamel & Tse, 2015; Kumar & Samadder, 2017; Beyene, Werkneh & Ambaye, 2018). Não serão abordadas aqui rotas que envolvem tecnologias emergentes (conversão eletroquímica, *waste-to-fuel* etc.).

Na conversão bioquímica, os gases oriundos da decomposição química dos componentes orgânicos do lixo, por microrganismos, são utilizados para combustão em motores de combustão interna ou em turbinas a gás. O combustível gasoso é obtido diretamente da extração do gás de aterro, ou alternativamente por meio do processamento do lixo em digestores anaeróbicos.

Na conversão térmica do lixo, o calor oriundo das reações da queima direta do resíduo, ou dos gases resultantes da sua combustão incompleta, é aproveitado como fonte de calor em um ciclo termodinâmico de potência (ciclo Rankine vapor ou ORC[4]).

Uma apresentação geral destas tecnologias é feita a seguir. Ao fim, uma intercomparação crítica é abordada.

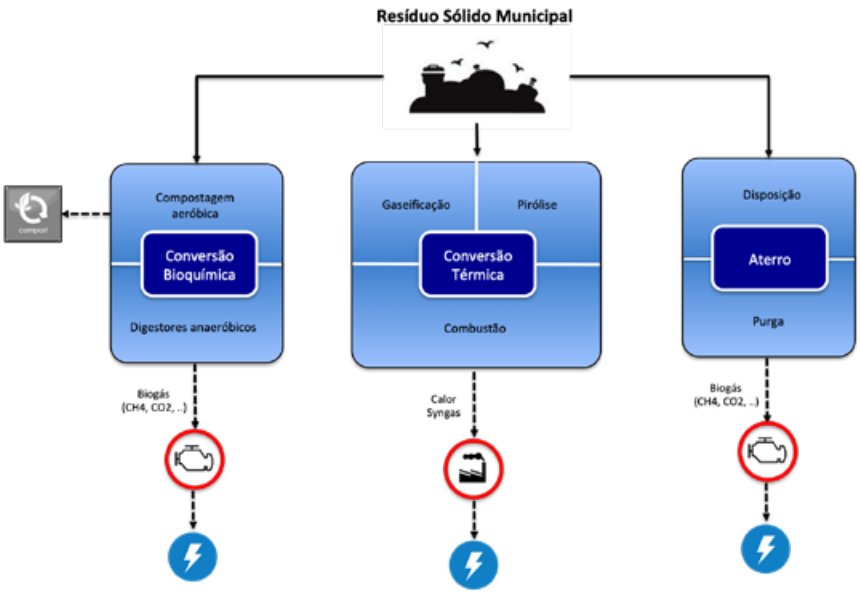


Figura 15. Tecnologias *Waste-to-Energy* integradas à disposição final em aterros

6.1 Conversão Bioquímica

A estratégia mais simples de recuperação dos recursos energéticos do lixo é a utilização direta dos gases formados durante o processo de digestão anaeróbica, que ocorre em nível de subsolo. O gás de aterro, cuja composição é apresentada na Tabela 12, pode ser queimado em ciclos termodinâmicos de potência, oxidando o metano, o monóxido de carbono e o hidrogênio, convertendo-os em CO_2. Em geral, isto é feito em motores ou em turbinas a gás, que gera potência mecânica de eixo e, posteriormente, por meio de um gerador elétrico, a energia é convertida em eletricidade.

4 ORC – *Organic Rankine Cycle.*

Ao ser formado, ao nível de subsolo, os gases ficam armazenados na matriz porosa do substrato solo-lixo. Parte dele migra para a superfície, transformando-se em emissão atmosférica. Outra parte fica aprisionada no subsolo e pode ser extraída por sistemas de dutos e de ventilação mecânica (*blowers*). O gás de aterro deve ser purificado, eliminando-se o CO_2 como forma de proporcionar maior poder calorífico volumétrico. Em certas situações, um processo de neutralização do enxofre é necessário, no sentido de reduzir o potencial corrosivo do gás para uso em máquinas térmicas, ou mesmo para mitigar o potencial de acidificação do enxofre na atmosfera (em forma de chuva ácida).

Os gases são queimados em motores de combustão interna ou em turbinas a gás, cujas tecnologias foram adaptadas para a queima de biogás (Figura 16a e 16b).

O metano oriundo do lixo também pode ser produzido bioquimicamente em digestores anaeróbicos (Figura 16c). Neste tipo de processamento, a parte orgânica do lixo é condicionada em biorreatores, de forma a converter os componentes orgânicos do lixo em metano e dióxido de carbono. Este tipo de processamento industrial apresenta diversas configurações tecnológicas alternativas e tem sido objeto de desenvolvimento tecnológico intenso, conforme relatado em Mao *et al*. (2015) ou Lora Grando *et al*. (2017), por exemplo.

(a) (b) (c)

Figura 16. Tecnologias *Waste-to-Energy* para conversão bioquímica: (a) queima em motores de combustão interna (*www.cat.com*); (b) queima em turbinas a gás (*www.capstoneturbine.com*); e (c) sistemas de digestão anaeróbica (*www.puxintech.com*)

6.2 Conversão Térmica

As tecnologias de conversão térmica de resíduos baseiam-se no processo de oxidação do combustível sólido a partir de mecanismos exotérmicos da reação de combustão, onde um dos produtos da reação é o calor. As três tecnologias que utilizam a conversão térmica são a combustão (queima completa do resíduo), a gaseificação (queima incompleta com formação de gás de síntese) e, por fim, a pirólise (degradação térmica do sólido, sem oxidação).

A fonte de recurso termoenergético é quantificada pelo poder calorífico dos materiais que compõem o lixo e pode ser calculada pela soma ponderada da mistura sólida que o compõe, i.e.,

$$\Delta H = \sum_i c_i \Delta H_i \tag{7}$$

onde c_i é a concentração em massa do material; e ΔH_i; o poder calorífico inferior de cada componente do combustível sólido. Para os diferentes constituintes do lixo, o poder calorífico é estimado conforme a Tabela 13.

Tabela 13. Poder calorífico típico dos componentes dos Resíduos Sólidos Urbanos (WEC, 2016)

Constituinte	ΔH (MJ/kg)
Papel	16
Material orgânico	4
Plásticos	35
Vidro	0
Metais	0
Têxteis	19
Outros materiais	11

Tabela 14. Poder calorífico de diferentes combustíveis (WEC, 2016)

Combustíveis	ΔH (MJ/kg)
Gás natural	36-50
Diesel	46
Carvão mineral	29-36
Madeira	15
Lixo Áustria	8-12
Lixo China	3.5-5

Ao ser totalmente oxidado pelo oxigênio do ar, a energia que é liberada em forma de calor pode ser aproveitada em um ciclo termodinâmico de potência (em geral um ciclo Rankine). O documento do *World Energy Council* (WEC), sobre tecnologias *WtE*, coloca que o combustível derivado do lixo deve ter um poder calorífico na ordem de 7 MJ/kg para manter de forma operacional a queima sustentada em fornalhas. No entanto, o mesmo documento relata que o lixo, tal como recolhido em várias situações, apresenta um valor de ΔH muito baixo, como pode ser observado na Tabela 14. Nesse sentido, uma etapa de pré-processamento do resíduo (secagem e intensificação) deve ser realizada antes de sua conversão térmica. Uma sequência de operações de pós-processamento de resíduos vem sendo utilizada em sistemas modernos de aproveitamento *WtE*:

- triagem para separação de não queimáveis (vidro, metais, resíduos de construção etc.) e separação de orgânicos - direcionando-os para a compostagem ou digestão anaeróbica;
- secagem, que envolve um aporte de energia térmica adicional;
- trituração e separação em tamanhos característicos de partículas, que proporcionem uma queima eficiente; e
- compactação (briquetagem, peletização etc.).

Dessa forma, esta sequência de pré-processamento proporcionará a transformação do resíduo original em o que é comumente denominado de Combustível Derivado do Resíduo – CDR. A Figura 17 ilustra alguns tipos de pré-processamento por peletização e briquetagem. Este tipo de intensificação é desejável para diversos tipos de tecnologia de queima controlada (fornos, fornalhas, leitos fluidizados ou circulantes etc.).

(a) (b) (c)

Figura 17. Intensificação do lixo derivado do resíduo por briquetes (a) - (b) ou pellets (c)

O combustível derivado do lixo pode ser convertido termicamente até a combustão completa, conforme sequência ilustrada na Figura 18. No contexto da combustão completa (incineração), todas as etapas caracterizam a dinâmica da queima de combustíveis sólidos. No entanto, em tecnologias que envolvem combustão incompleta (pirólise e gaseificação), o processo é parcialmente realizado. A Tabela 15 apresenta uma visão geral das tecnologias para a conversão térmica, as quais são comentadas a seguir.

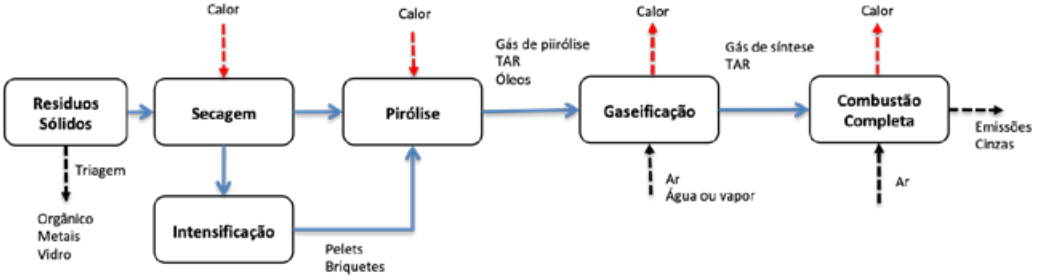


Figura 18. Sequência de conversão térmica de resíduos

Tabela 15. Parâmetros gerais das tecnologias de conversão térmica (Kumar & Samadder, 2017)

	Combustão	Gaseificação	Pirólise
Princípio	Combustão totalmente oxidada	Oxidação parcial	Degradação térmica sem oxigênio
Temperatura (ºC)	850-1.200	800-1.600	400-800
Atmosfera de reação	O_2 suficiente ou em excesso	Concentração O_2 controlada + H_20	Inerte
Produtos da reação	Emissões CO_2, H_2O, N_2, O_2, NOx, SOx Cinzas	*Syngas* H_2, CO, CO_2, CH_4, H_2O, N_2 Alcatrão (TAR) Cinzas	Gás de pirólise H_2, CO, VOC, H_2O, N_2 Condensado de pirólise Coque
Razão estequiométrica	≥1	<1	0
Pré-processamento	Não necessário	Desejável	Desejável

6.2.1 Combustão completa (incineração)

Na combustão completa, a matéria-prima é queimada em fornalhas com excesso de ar ou oxigênio, na sequência ilustrada na Figura 18. Gases quentes de combustão são o produto final da oxidação total do combustível. Esta energia térmica é utilizada em caldeiras para geração de vapor, para então ser convertida em energia elétrica em um conjunto turbina-gerador. Os gases de combustão quentes são compostos principalmente de dióxido de carbono, vapor de água e nitrogênio.

A temperatura de queima na fornalha é controlada pelo excesso de ar. Alguns outros subprodutos da queima do combustível formam alguns traços gasosos e têm origem principalmente na degradação térmica de plásticos. Óxidos de nitrogênio e de enxofre (NOx e SOx) são também formados no processo de combustão, compondo o potencial de emissões poluidoras do processo. Cinzas e escória (rejeitos sólidos) são gerados na queima em fornalhas, além da matéria particulada que é emitida junto com efluentes gasosos.

No sentido de controlar o potencial de poluição de tecnologias de sistemas de incineração, sistemas de filtros são geralmente implementados em equipamentos de queima de lixo, onde o controle ambiental é intenso e regulado por padrões ambientais severos, tanto no Brasil quanto em outros países. A incineração ainda é vista como um processo com risco alto de poluição do ar, principalmente tendo em vista o histórico de operação com pouco controle ambiental destes tipos de fornalhas até à década de 80 (quando tecnologias de incineração condominial foram banidas do uso em ambiente urbano, no Brasil e em outros países). Atualmente, as tecnologias de neutralização de poluentes gasosos oriundos da queima de lixo apresentam um padrão tecnológico que permite compatibilizar o processo com todas as normas internacionais de controle de poluição atmosférica.

A queima de materiais sólidos é efetuada em fornalhas de caldeiras com diferentes arranjos tecnológicos disponíveis no mercado. O mais simples utiliza fornalhas com grelhas (em particular grelhas móveis), no entanto um bom número de outras tecnologias alternativas é disponível (leitos fixos, leitos fluidizados, injeção de sólidos etc.).

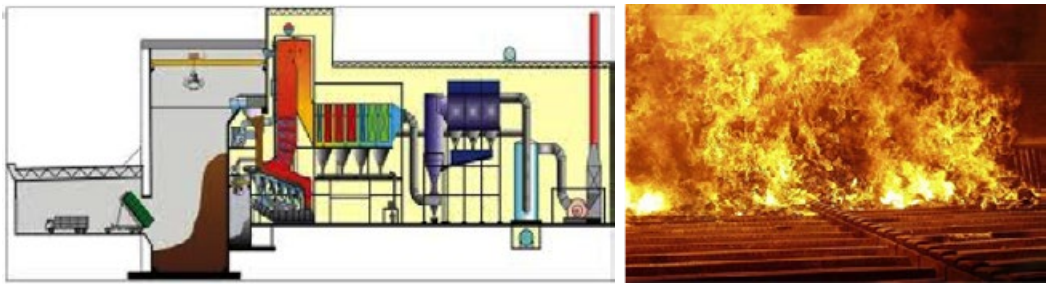


Figura 19. Tecnologia de fornalhas com grelha móvel

6.2.2 Gaseificação

Na gaseificação, o combustível derivado do resíduo (CDR) é parcialmente oxidado com fração de ar limitada abaixo do valor estequiométrico (*déficit* de oxigênio). Dessa maneira, o gás de síntese (*syngas*) é produzido, cujo poder calorífico superior é da ordem de 3-7 MJ/m^3. Dependendo do tipo de tecnologia, o alcatrão (TAR) também é formado.

O gás de síntese deve ser purificado para uso em caldeiras, motores, turbinas, células de combustível ou síntese química. O *syngas* é composto principalmente de CO, CO_2, vapor de água, H_2, N_2 e hidrocarbonetos gasosos, em concentrações variadas.

Diferentes arranjos tecnológicos quanto ao fluxo de ar e do combustível sólido são resumidos na Tabela 16. Trabalhos de revisão sobre a tecnologia são apresentados por Saghir, Rehan & Nizami (2018) ou Belgiorno *et al*. (2003); Leckner (2015), com foco na utilização da gaseificação em sistemas *WtE*. Um arranjo típico de um sistema de gaseificação é ilustrado na Figura 20, considerando tanto a queima em caldeira quanto em motor de combustão interna.

A principal vantagem do arranjo com gaseificação é que ele produz preliminarmente o gás de síntese no gaseificador, para então queimá-lo em câmaras de combustão externas. Logo, um maior controle do processo de combustão completa do combustível pode ser obtido para todas as etapas do processo de oxidação exotérmica. Isto é uma vantagem tanto sob o ponto de vista termodinâmico, quanto do controle de emissões de gases, condensados, particulados e cinzas.

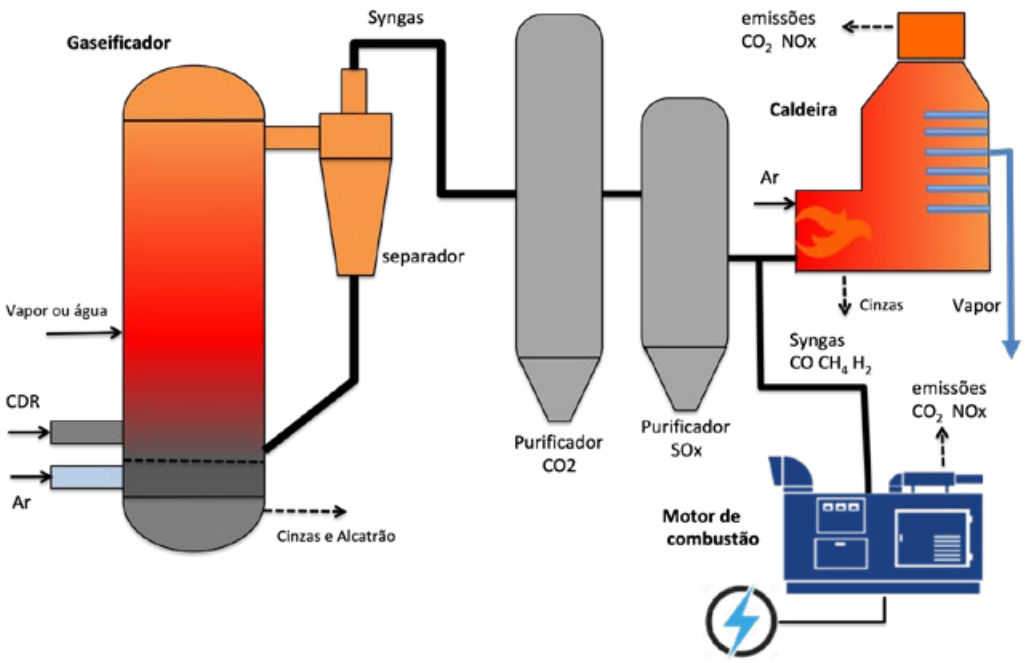


Figura 20. Tecnologia de gaseificação: arranjo típico

Tabela 16. Tecnologias de sistemas de gaseificação (Ramos *et al.*, 2018)

Tipo de Gaseificador	Subtipo	Temperatura (ºC)	Fluxo		Considerações
			Combustível	Oxidante	
Leito fixo	*Updraft*	1.000	Descendente	Ascendente	Simples e robusto. Restrições quanto ao tamanho do combustível e umidade. Custo relativamente baixo, facilidade de operação, bom potencial de expansão.
	Downdraft		Descendente	Descendente	
Leito fluidizado	Borbulhante	800-850	Ascendente	Ascendente	Custo relativamente baixo, facilidade de operação, bom potencial de aumento de escala.
	Recirculante		Ascendente	Ascendente	
Leito carreado		1.200-1.500	Descendente	Descendente	Custos mais altos, restrições complexas de tamanho de combustível adequadas para altas capacidades.

6.2.3 Pirólise

A Pirólise é o processo termoquímico de degradação do combustível sólido, no qual o hidrocarboneto na fase sólida original é quebrado em compostos químicos mais simples unicamente pela adição de calor. O processo de pirólise produz gás, líquido e carvão (coque), cujas proporções relativas dependem da temperatura operacional, tempo de exposição e tipo de matéria-prima.

Para uma longa exposição (horas) com baixas temperaturas (400°C–500°C), será maximizada a produção de coque (para madeira, por exemplo, o carvão vegetal é produzido desta forma). Na exposição curta (<1s), com altas temperaturas (500°C–1.000°C), o processo é conhecido como pirólise *flash*, que proporciona uma maior produção de gás ou condensado. Se o subproduto em forma de combustível líquido (óleo de pirólise) for desejado, é necessária uma extinção rápida do produto gasoso.

A utilização da pirólise para processamento de resíduos sólidos e sua utilização energética é discutida nos artigos de Chen *et al.* (2014) e Malkow (2004), por exemplo. Diversos arranjos tecnológicos são comercialmente disponíveis, e a tecnologia é relativamente difundida e implantada em sistemas *WtE*. A conversão por pirólise é particularmente interessante para a degradação térmica de alguns materiais específicos tais como plásticos (Anuar Sharuddin *et al.*, 2016) ou pneus (Czajczyńska *et al.*, 2017). Nestas situações específicas, a degradação controlada dos materiais em atmosfera inerte reduz emissões de gases tóxicos por meio da inibição de suas formações ao longo do processo reativo. Parte dos compostos nocivos são retidos no condensado de pirólise, para posterior tratamento e neutralização.

A conversão energética é neste tipo de tecnologia um aspecto secundário, sendo a conversão do resíduo em um condensado (óleo de pirólise) e coque, o produto principal do processamento (de fato os sistemas de pirólise consomem energia). No entanto, o coque da pirólise (subproduto sólido com alto teor de carbono) pode ser utilizado diretamente para a cadeia de aproveitamento energético e queima em fornalha, tal como ilustrado na Figura 21. Embora com baixo poder calorífico, o gás de pirólise também pode ser queimado em ambiente de câmaras de combustão.

Os fornos de pirólise têm tipicamente uma câmara ou reator que é vedado para impedir a entrada de ar. O calor é produzido por fonte externa, pela queima de um combustível adicional (biogás, por exemplo) em uma câmera adjacente. O condensado de pirólise pode ser armazenado e transportado facilmente, permitindo maiores oportunidades para usos diversos.

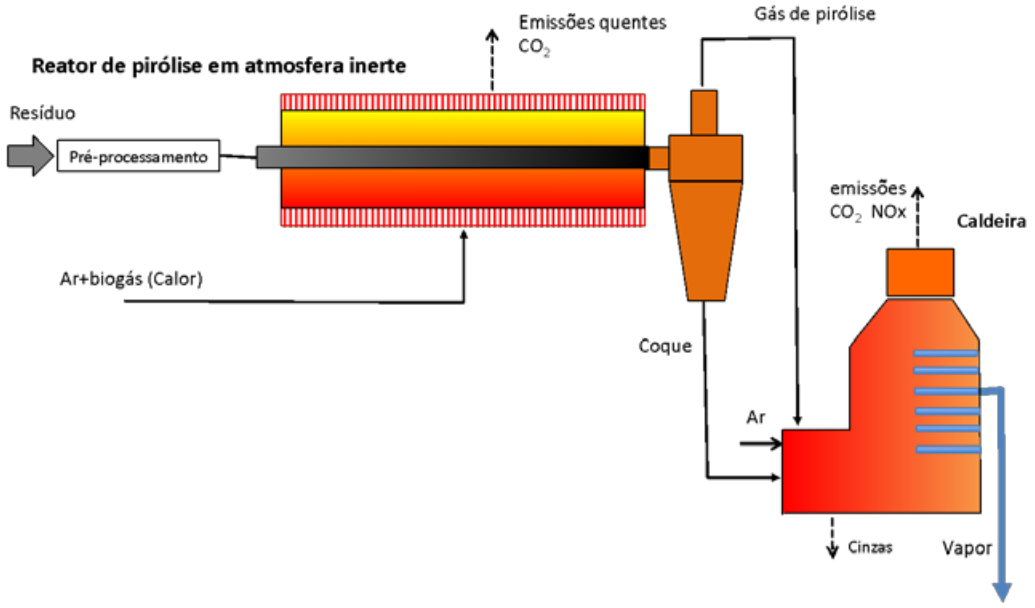


Figura 21. Processamento de combustível derivado do resíduo por pirólise

6.3 Intercomparação de Tecnologias

A intercomparação de tecnologias *WtE* envolve a avaliação baseada em um conjunto de critérios técnicos que qualificam aspectos energéticos, econômicos e ambientais associados à implantação de diferentes arranjos tecnológicos para processamento final de Resíduos Sólidos Urbanos. Alguns indicadores apresentam relevância direta com a escolha de uma dada tecnologia de conversão (térmica ou bioquímica), e são objeto de vasta discussão na literatura sobre o tema. Trata-se de estabelecer uma estratégia de escolha (*assessment*) que deve considerar tanto a capacidade da tecnologia de processar o lixo como também a eficiência da recuperação energética. Em muitas situações, estes dois critérios podem ser antagônicos, em particular se a base de decisão considerar prioritária a eficácia ambiental e da redução de emissões. Um arranjo tecnológico otimizado deve considerar uma lógica de multicritérios, dentro de um contexto da busca de soluções sustentáveis.

Inicialmente, cabe ressaltar que grande parte das municipalidades tem como prioridade o processamento e a neutralização do lixo, reduzindo, assim, emissões e externalidades ambientais. Logo, a produção de eletricidade, como o benefício da recuperação energética, é apenas um subproduto. Isto, portanto, deve ser regulado pela ótica das políticas de mitigação ambiental e de saneamento básico, e menos pela inserção de uma unidade *WtE* com características de geradora de eletricidade (o que herda todo o arcabouço regulatório para tal). Esta situação é verificada em vários países, onde a implantação de unidades *WtE* apresenta um importante aumento nas últimas duas décadas, mas priorizam o processo como uma tecnologia de fim de vida de RSU e de redução de externalidades ambientais.

Para qualificar os objetivos técnicos de uma usina *WtE*, a União Europeia (European Commission, 2008) definiu um critério de enquadramento de usinas, mediante um parâmetro de eficiência dado por

$$R1 = \left(E_p - (E_f + E_i)\right) / \left(0.97(E_w + E_f)\right) \tag{8}$$

O parâmetro R1 avalia uma eficiência energética onde E_p é a energia convertida anualmente em forma de eletricidade (E_{el}) ou de calor (E_{th}), ponderando-a na forma

$$E_p = 2.6E_{el} + 1.1E_{th} \tag{9}$$

Ainda na Equação 8, E_f é a energia proveniente de outras fontes combustíveis, obtida pelo poder calorífico e a massa do montante de combustíveis secundários utilizados anualmente. Outras fontes de energia aportadas ao sistema anualmente são contabilizadas por E_i. Por fim, a energia calculada pelo poder calorífico do lixo é notada por E_w.

No ambiente europeu, uma planta é considerada uma usina de recuperação de energia se R1>0.65 (ou R1>0.60 para plantas instaladas antes de 2009). Caso contrário, uma usina é considerada somente processamento de lixo. A regulação para usinas de recuperação enquadra-se no contexto de unidades de produção de eletricidade.

No contexto de usinas *WtE* para a produção de eletricidade (o que não desqualifica o objetivo subjacente de mitigar o problema do lixo urbano), alguns critérios de intercomparação podem ser utilizados:

- **capacidade de processamento de RSU:** determinado pela massa anual de resíduo sólido processada anualmente ($\dot{m}_w$);
- **energia específica (SEP e SHP):** estes indicadores avaliam a recuperação de energia em forma de eletricidade (SEP) ou calor (SHP) por unidade de massa de lixo processada (kWh/t);
- **eficiência energética (η_{el} e η_{th}):** eficiência de conversão do recurso energético do lixo (calculado com base na massa e no poder calorífico) em eletricidade (η_{el}) ou calor (η_{th});
- **custos:** em geral avaliam-se os custos energéticos com base no custo de capital ($/MW ou $/t/ano), custos de operação e manutenção (O&M) e custo energético nivelado (*Levelized Cost of Energy* – LCOE); e

- **emissões:** quantificadas em valores gerais de concentração de poluentes na atmosfera e em recursos hídricos. O potencial de emissão de gases de efeito estufa também é um parâmetro que deve ser considerado. Em geral, bons trabalhos de intercomparação para padrões de emissões consideram uma abordagem de inventários via ACV (Astrup *et al*., 2015).

Os parâmetros de eficiência são, portanto, calculados por

$$SEP = \frac{E_{el}}{\dot{m}_w} \; ; SHP = \frac{E_{th}}{\dot{m}_w} ; \eta_{el} = \frac{E_{el}}{E_w} ; \eta_{th} = \frac{E_{th}}{E_w} \tag{10}$$

Nesta equação, $\dot{m}_w$ é a massa de lixo processada anualmente e E_w pode ser determinado por

$$E_w = \dot{m}_w \Delta H \tag{11}$$

Uma comparação de parâmetros para a conversão térmica por meio das tecnologias de combustão, gaseificação e pirólise é apresentada na Tabela 17. Nota-se que as plantas de incineração são adequadas ao processamento de volumes maiores de resíduos sólidos. As eficiências das tecnologias e os indicadores de energia específicas são bastante similares. Na atualidade, a tecnologia de pirólise é uma tecnologia de uso bastante pontual, que visa ao tratamento de volumes pequenos de resíduos e, portanto, ajusta-se a aplicações particulares para processamento de parte do volume de RSU (plásticos e pneus, por exemplo). Nota-se também que as emissões de processos de gaseificação são ligeiramente inferiores aos da incineração. Isto é consequência de um controle do processo de combustão mais eficiente com o uso de gaseificadores, que queimam *syngas* em caldeira.

Observa-se que os trabalhos reportados na literatura indicam que existe uma grande variabilidade nos valores de eficiência e de custos entre diferentes usinas de *WtE* (Lombardi, Carnevale & Corti, 2015). Os valores apresentados em vários artigos, e aqui reproduzidos, representam uma referência inicial que deve necessariamente ser refinada, utilizando para isso estudos de viabilidade mais elaborados. Para tecnologias *WtE*, a obtenção de custos e eficiências deve ser objeto de estudos de engenharia de sistemas térmicos e montagem industrial, em face da diversidade de opções tecnológicas para um projeto. A tendência mundial vai ao encontro de usinas de recuperação de energia que utilizam uma hibridização de tecnologias, adequadas ao processamento de diferentes tipos de resíduos.

As possibilidades de composição de arranjos tecnológicos diferenciados, envolvendo também a hibridização em uma única planta, com sistemas de engenharia diversos, fazem com que um padrão de custos e eficiência apresentem uma grande variabilidade. Para isso, os valores de referência estabelecem somente um ponto de partida para a discussão de implantação de tecnologias *WtE*.

Tabela 17. Tecnologias de conversão térmica: valores de referência
(Astrup *et al.*, 2015; Lombardi, Carnevale & Corti, 2015; WEC, 2016; Kumar & Samadder, 2017)

	Combustão	Gaseificação	Pirólise
Escala de usinas	Até 1.500 t/dia	~ 100 t/dia	~10 t/dia
Energia específica SEP (kWh/t de RSM)	550-700	400-600	–
Eficiência de conversão			
Eletricidade	19±7,5%	20±5,3%	~15%
Calor	44±28,4%	31±8,1%	–
Custos (US$/t/ano)			
Capital	400-700	250-850	400-700
OEM	40-70	45-85	50-80
Emissões (kg CO_2eq/MWh)	424	412	412

Ainda sob os valores de referência apresentados na Tabela 17, observam-se valores de eficiência de conversão muito próximos entre as tecnologias de combustão e de gaseificação. Nesse sentido, uma escolha deve considerar também outros fatores que permitam integrar soluções de engenharia ao nível da planta. Ao observarmos o ambiente europeu, onde tecnologias *WtE* são bastante difundidas, nota-se que 87% das usinas em operação utilizam tecnologias de queima direta em fornalha (combustão). Mais recentemente, tecnologias de gaseificação têm sido disseminadas, tendo em vista o maior controle sobre a emissão de poluentes já no processo de queima incompleta no gaseificador, retirando a carga sobre os sistemas de filtros (Leckner, 2015). Em termos de eficiência de conversão energética total, as tecnologias são bastante similares (em torno de 20%). No entanto, o fator de escala para grandes processamentos de lixo proporciona melhor vantagem comparativa aos sistemas de incineração direta.

Alguns parâmetros de desempenho e custos das tecnologias de conversão bioquímica são também apresentados na Tabela 18. Observa-se que estas tecnologias, baseadas no uso de metano em motores de combustão interna, apresentam custos e padrões de emissões consideravelmente menores do que as tecnologias de conversão térmica. Daí sua atratividade como prática de recuperação de energia. Nota-se, no entanto, que as tecnologias de conversão bioquímica são eficazes somente para a parte orgânica do lixo. Logo, cerca de 40% do volume residual ainda deverá ser direcionada a uma solução mais abrangente de processamento final.

A Tabela 19 apresenta a adequação de diferentes tecnologias em relação à degradação dos diferentes componentes do lixo, reforçando o argumento de que somente parte da solução *WtE* pode ser suprida por tecnologias de conversão bioquímica. Isto caracteriza, assim, a necessidade de complementariedade nos arranjos das duas diferentes rotas tecnológicas (Kumar & Samadder, 2017).

Soluções integradas envolvendo compostagem, digestão anaeróbica, unidades de conversão térmica (incineração, gaseificação e pirólise) e extração de gás de aterro, parecem ser opções de arranjos técnico-sedutoras para a realidade brasileira. Ressaltando-se ainda que, no caso de fechamento de aterros, a extração do gás de aterro é uma etapa necessária para sua mitigação e, portanto, seu aproveitamento energético pode viabilizar, em boa parte das situações, investimentos em sistemas *WtE* mais integrados.

Tabela 18. Tecnologias de conversão bioquímica: valores de referência (Kumar & Samadder, 2017)

	Extração de aterro	Digestor anaeróbico	Aterro
Custos (US$/t/ano)			
Capital	10-30	30-350	–
OEM	1-3	5-35	–
Emissões (kg CO_2eq/MWh)	100-300	222	746

* Queima em motores de combustão interna.

Tabela 19. Potencial de recuperação energética para diferentes tecnologias em kW.h/kg (Kumar & Samadder, 2017)

Tecnologia	Papel	Plástico	Têxteis	Alimentos	Poda	Madeira
Combustão	1,1	1,7	1,3	1,3	1,1	1,4
Digestão anaeróbica	1,5	-	-	2,2	2,2	1,4
Gaseificação	0,85	2,8	1,1	-	-	1,3

Especificamente para a realidade brasileira, o estudo apresentado por De Souza *et al* (2014), para os 15 maiores aterros urbanos no Brasil, demonstra que um potencial energético entre 1.000-2.300 MWh/ano poderia ser aproveitado pela extração de metano de subsolo e uso em motores de combustão interna. Soma-se ainda a estimativa de cerca de 8.700 MWh/ano que poderiam ser produzidos em forma de eletricidade, oriunda da incineração de resíduos. Isto induziria à instalação de 1.300 MW de usinas *WtE* no Brasil.

Valores similares são corroborados por Leme *et al*. (2014), que analisam o uso de tecnologias de extração de gás e de incineração para o cenário de cidades brasileiras de 100 mil a 1 milhão de habitantes, ressaltando custos de geração que variam entre 185 US$/MWh a 400 US$/MWh, utilizando tecnologias adequadas para cada escala da municipalidade.

Estudos sobre a implantação de sistemas *WtE* para a realidade brasileira vêm sendo objeto de interesse atual da comunidade científica nacional (e.g. Luz *et al*., 2015; Ferreira & Balestieri, 2018; Goulart Coelho & Lange, 2018; Santos *et al*., 2019) e representam uma importante contribuição sobre esta temática emergente e para a busca de soluções sustentáveis.

Por fim, no sentido de comparar indicadores de custos de tecnologias *WtE* com outros vetores energéticos, ilustra-se nas figuras 22 e 23 uma intercomparação baseada em Custos Energéticos Nivelados (LCOE) e Custos de Capital. Nota-se que a base de conhecimento internacional sobre a tecnologia e suas experiências de implantação de usinas em diferentes países proporcionam uma real possibilidade de exploração comercial de unidades, que apresentem como lógica uma ação integrada que envolva o processamento do resíduo com a exploração da recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos. Para isso, verifica-se que os custos envolvidos são amplamente competitivos com os demais vetores energéticos que envolvem aproveitamentos renováveis ou não.

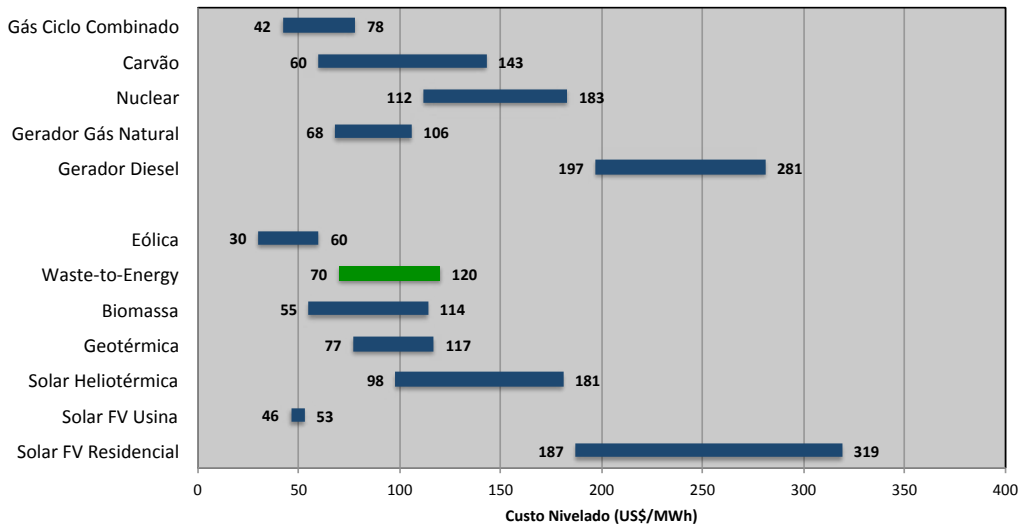


Figura 22. Custos Nivelados de diferentes vetores energéticos (Lazard, 2017a; RhinoEnergy, 2018a)

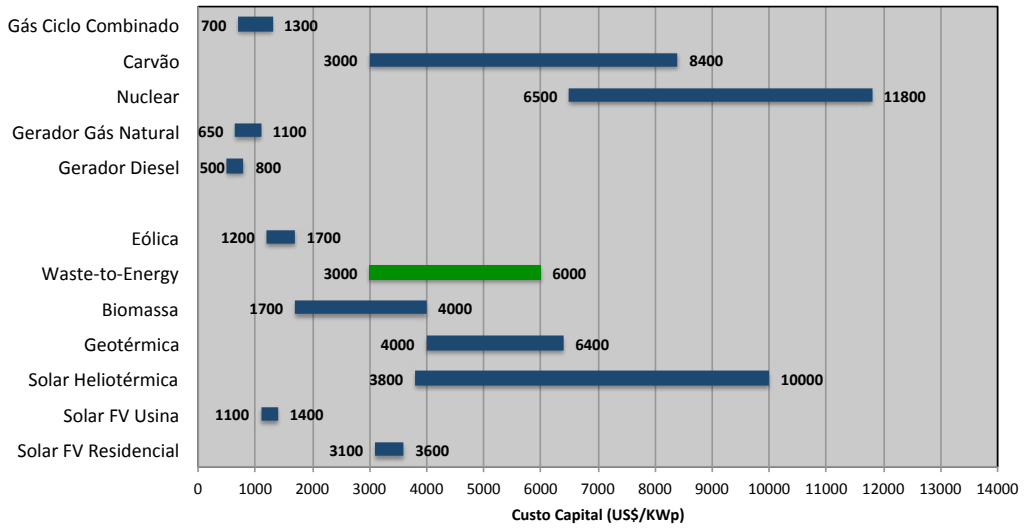


Figura 23. Custos de Capital para diferentes vetores energéticos (Lazard, 2017b; RhinoEnergy, 2018b)

7. CONCLUSÕES

O contexto da situação atual sobre os Resíduos Sólidos Urbanos e suas estratégias de gestão foi apresentado, ressaltando-se as principais estatísticas internacionais e nacionais sobre o problema. Com base em uma discussão ampla do cenário atual da geração de resíduos sólidos, observa-se uma tendência de forte crescimento do volume de resíduos em todo o mundo. Isto é uma preocupação e é objeto de um conjunto de agendas comuns de enfretamento do problema. As tendências atuais são frutos da modificação do padrão de consumo das sociedades contemporâneas, da tendência de crescimento populacional e da reconcentração de habitantes nos centros urbanos. Em países em desenvolvimento, tais como no Brasil, todos estes fenômenos são observados, com aumento significativo da geração de resíduos urbanos, tanto em volume total quanto *per capita*. Este cenário desfavorável induz à necessidade de estabelecimento de ações de gestão, que contribuam para a redução de externalidades socioambientais por meio da busca de soluções sustentáveis para o ambiente urbano.

Identifica-se também a necessidade de implantação de ações integradas que envolvam desde a redução de resíduos na fonte, a reciclagem/reúso e, por fim, a recuperação antes da disposição final em aterros. Para isso, a situação brasileira da gestão de resíduos sólidos, congruente com o cenário internacional, corrobora com as necessidades de ações sustentáveis propostas nas diferentes agendas internacionais para o desenvolvimento urbano. Nesse sentido, os processos de recuperação associados aos processos de triagem, compostagem e recuperação energética, podem proporcionar soluções viáveis para a gestão de resíduos. Ressalta-se também a condição específica brasileira relacionada com o fechamento iminente de todos os aterros inadequados, que deverá envolver um conjunto de ações de planejamento e de mitigação ambiental, no qual a recuperação de resíduos por reciclagem e aproveitamento energético seja parte da solução.

O contexto atual das estratégias de gestão e, em particular, da implantação de unidades *WtE*, corrobora com as visões contemporâneas da econômica circular, que proporciona melhor reaproveitamento de ciclos de materiais e energia. No contexto do ciclo de vida dos resíduos sólidos, os processos de fim de vida baseados em recuperação proporcionam uma redução de emissões e recuperam parte do aporte energético de resíduos. Pretende-se, assim, implantar sistemas de recuperação final que reduzam emissões e proporcionem melhor eficiência de conversão energética.

O Estado da Arte atual das tecnologias de recuperação energética, seja por meio da rota de conversão bioquímica (extração de gás de aterro e digestores anaeróbicos) ou de conversão térmica (incineração, gaseificação ou pirólise), está associado à redução de emissões, à redução do volume de resíduos a ser disposto em aterros e à recuperação de parte do aporte energético dos materiais. Nesse sentido, as estratégias de recuperação que envolvem também implantações de unidades *WtE* podem proporcionar ingredientes de sustentabilidade ao fechamento de ciclos urbanos para processamento de resíduos.

A eficiência energética das tecnologias atuais *WtE*, associada ao rígido controle dos padrões de emissões, em particular aos traços gasosos, proporcionam opções ambientalmente eficazes para a questão dos resíduos sólidos. Os custos atuais de plantas *WtE* são equivalentes a outras diferentes opções tecnológicas, qualificando, assim, o aspecto econômico de ações de gestão de fim de vida, baseadas na recuperação energética.

REFERÊNCIAS

[1] ABRELPE (2017). *Panorama de resíduos sólidos no Brasil*. Available at: <http://abrelpe.org.br>.

[2] ABRELPE e ISWA (2016). *Roteiro para Encerramento de Lixões*. Available at: <http://abrelpe.org.br/roteiro-para-encerramento-de-lixoes/>.

[3] ALLESCH, A.; BRUNNER, P. H. (2014). *Assessment methods for solid waste management: A literature review*, *Waste Management & Research*, 32(6), p. 461–473. doi: 10.1177/0734242X14535653.

[4] ANUAR SHARUDDIN, S. D. *et al.* (2016). *A review on pyrolysis of plastic wastes*, *Energy Conversion and Management*, 115, p. 308–326. doi: 10.1016/j.enconman.2016.02.037.

[5] ARENA, U.; ARDOLINO, F.; DI GREGORIO, F. (2015). *A life cycle assessment of environmental performances of two combustion- and gasification-based waste-to-energy technologies*, *Waste Management*, 41, p. 60–74. doi: 10.1016/j.wasman.2015.03.041.

[6] ASTRUP, T. F. *et al.* (2015). *Life cycle assessment of thermal Waste-to-Energy technologies: Review and recommendations*, *Waste Management*, 37, p. 104–115. doi: 10.1016/j.wasman.2014.06.011.

[7] BELGIORNO, V. *et al.* (2003). *Energy from gasification of solid wastes*, *Waste Management*, 23(1), p. 1–15. doi: 10.1016/S0956-053X(02)00149-6.

[8] BERNSTAD SARAIVA, A. *et al.* (2018). *Consequential lifecycle modelling of solid waste management systems – Reviewing choices and exploring their consequences*, *Journal of Cleaner Production*, 202, p. 488–496. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.08.038.

[9] BEYENE, H. D.; WERKNEH, A. A.; AMBAYE, T. G. (2018). *Current updates on waste to energy ({WtE}) technologies: a review*, *Renewable Energy Focus*. Elsevier {BV}, 24, p. 1–11. doi: 10.1016/j.ref.2017.11.001.

[10] BRASIL (2011). *Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília/DF: Ministério de Meio Ambiente*.

[11] BROWN, D. P. (2015). *Garbage: How population, landmass, and development interact with culture in the production of waste*, *Resources, Conservation and Recycling*, 98, p. 41–54. doi: 10.1016/j.resconrec.2015.02.012.

[12] BURNSIDE, W. (2018). *Landfill mining*, *Nature Sustainability*, 1(4), p. 156. doi: 10.1038/s41893-018-0058-4.

[13] CAMPOS, H. K. T. (2012). *Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil*, Engenharia Sanitária e Ambiental, 17(2), p. 171–180.

[14] CHEN, D. *et al.* (2014). *Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review*, *Waste Management*, 34(12), p. 2466–2486. doi: 10.1016/j.wasman.2014.08.004.

[15] CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. (2009). *Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration*, *Energy*, 34(12), p. 2116–2123. doi: 10.1016/j.energy.2008.08.023.

[16] CHONG, Y. T.; TEO, K. M.; TANG, L. C. (2016a). *A lifecycle-based sustainability indicator framework for waste-to-energy systems and a proposed metric of sustainability*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 56, p. 797–809. doi: 10.1016/j.rser.2015.11.036.

[17] CHONG, Y. T.; TEO, K. M.; TANG, L. C. (2016b). *A lifecycle-based sustainability indicator framework for waste-to-energy systems and a proposed metric of sustainability*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier Ltd, 56, p. 797–809. doi: 10.1016/j.rser.2015.11.036.

[18] CLEARY, J. (2009). *Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature*, *Environment International*, 35(8), p. 1256–1266. doi: 10.1016/j.envint.2009.07.009.

[19] COOPER, S. J. G. *et al.* (2017). *Thermodynamic insights and assessment of the 'circular economy'*, *Journal of Cleaner Production*, 162, p. 1356–1367. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.06.169.

[20] CREMIATO, R. *et al.* (2018). *Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production*, *Renewable Energy*, 124, p. 180–188. doi: 10.1016/j.renene.2017.06.033.

[21] CZAJCZYŃSKA, D. *et al.* (2017). *Use of pyrolytic gas from waste tire as a fuel: A review*, *Energy*, 134, p. 1121–1131. doi: 10.1016/j.energy.2017.05.042.

[22] EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. (1997). *Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling*, *Journal of Environmental Management*, 50(1), p. 1–25. doi: 10.1006/jema.1995.0131.

[23] EM Foundation (2012). *TOWARDS THE CIRCULAR ECONOMY 1*. Available at: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>.

[24] EM Foundation (2017). *Urban biocycles*. Available at: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>.

[25] EPA (2011). *Available and emerging technologies for reducing Greenhouse gas emissions from municipal solid waste landfills*.

[26] EPA (2013). *Global Mitigation of Non-CO2 Greenhouse Gases: 2010-2030*.

[27] European Commision (2017). *The role of waste-to-energy in the circular economy - COM2017/34*. Available at: <http://ec.europa.eu/environment/waste/waste-to-energy.pdf>.

[28] European Commission (2008). *Diretiva 2008/98/EC*.

[29] European Commission (2015). *Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy*.

[30] FERRÃO, P.; FERNÁNDEZ, J. E. (2013). *Sustainable Urban Metabolism*. Cambridge, MA: MIT Press.

[31] FERREIRA, E. T.; BALESTIERI, J. A. P. (2018). *Comparative analysis of waste-to-energy alternatives for a low-capacity power plant in Brazil*, *Waste Management and Research*, 36(3), p. 247–258. doi: 10.1177/0734242X17751849.

[32] FRÄNDEGÅRD, P.; KROOK, J.; SVENSSON, N. (2015). *Integrating remediation and resource recovery: On the economic conditions of landfill mining*, *Waste Management*, 42, p. 137–147. doi: 10.1016/j.wasman.2015.04.008.

[33] GENG, Y. *et al.* (2013). *Measuring China's Circular Economy*, *Science*, 339(6127), p. 1526–1527. doi: 10.1126/science.1227059.

[34] GERTSAKIS, J.; LEWIS, H. (2013). *Waste management hierarchy and its relationship to sustainability*. Victoria (Australia).

[35] GOULART COELHO, L. M.; LANGE, L. C. (2018). *Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil*, *Resources, Conservation and Recycling*, 128, p. 438–450. doi: 10.1016/j.resconrec.2016.09.026.

[36] GUTBERLET, J. (2015). *Cooperative urban mining in Brazil: Collective practices in selective household waste collection and recycling*, *Waste Management*, 45, p. 22–31. doi: 10.1016/j.wasman.2015.06.023.

[37] HELLWEG, S.; MILÀ, CANALS, L. (2014). *Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment*, *Science*, 344(6188), p. 1109–1113. doi: 10.1126/science.1248361.

[38] HOGLAND, W. (2002). *Remediation of an old landsfill site*, *Environmental Science and Pollution Research*, 9(S1), p. 49–54. doi: 10.1007/BF02987426.

[39] HOGLAND, W.; MARQUES, M.; NIMMERMARK, S. (2004). *Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas*, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 6(2). doi: 10.1007/s10163-003-0110-x.

[40] HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. (2012). *What a Waste:A Global Review of Solid Waste Management*. Washington.

[41] HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P.; KENNEDY, C. (2013). *Environment: Waste production must peak this century*, *Nature*, 502(7473), p. 615–617. doi: 10.1038/502615a.

[42] IPEA (2012). *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos*.

[43] ISO (2006). *ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment, requirements and guidelines*.

[44] ISWA (2017). *ISWA Annual Review*. Vienna.

[45] KIECKHÄFER, K.; BREITENSTEIN, A.; SPENGLER, T. S. (2017). *Material flow-based economic assessment of landfill mining processes*, *Waste Management*, 60, p. 748–764. doi: 10.1016/j.wasman.2016.06.012.

[46] KIRCHHERR, J.; REIKE, D.; HEKKERT, M. (2017). *Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions*, *Resources, Conservation and Recycling*, 127, p. 221–232. doi: 10.1016/j.resconrec.2017.09.005.

[47] KORHONEN, J.; HONKASALO, A.; SEPPÄLÄ, J. (2018). *Circular Economy: The Concept and its Limitations*, *Ecological Economics*, 143, p. 37–46. doi: 10.1016/j.ecolecon.2017.06.041.

[48] KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M. (2012). *Landfill mining: A critical review of two decades of research*, *Waste Management*, 32(3), p. 513–520. doi: 10.1016/j.wasman.2011.10.015.

[49] KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. (2017). *A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste*, *Waste Management*. Elsevier {BV}, 69, p. 407–422. doi: 10.1016/j.wasman.2017.08.046.

[50] LAURENT, A. *et al.* (2014). *Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives*, *Waste Management*, 34(3), p. 573–588. doi: 10.1016/j.wasman.2013.10.045.

[51] LAZARD (2017a). *Levelized Cost of Energy 11.0*. Available at: <https://www.lazard.com/perspective/levelized-cost-of-energy-2017/>.

[52] LAZARD (2017b). *Levelized Cost of Energy 11.0*.

[53] LECKNER, B. (2015). *Process aspects in combustion and gasification Waste-to-Energy ({WtE}) units*, *Waste Management*. Elsevier {BV}, 37, p. 13–25. doi: 10.1016/j.wasman.2014.04.019.

[54] LEME, M. M. V. *et al.* (2014). *Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil*, *Resources, Conservation and Recycling*. Elsevier B.V., 87, p. 8–20. doi: 10.1016/j.resconrec.2014.03.003.

[55] LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E.; CORTI, A. (2015). *A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste*, *Waste Management*. Elsevier {BV}, 37, p. 26–44. doi: 10.1016/j.wasman.2014.11.010.

[56] LORA GRANDO, R. *et al.* (2017). *Technology overview of biogas production in anaerobic digestion plants: A European evaluation of research and development*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80, p. 44–53. doi: 10.1016/j.rser.2017.05.079.

[57] LUPA, C. J. *et al.* (2011). *The use of commercial and industrial waste in energy recovery systems - A UK preliminary study*, *Waste Management*. Elsevier Ltd, 31(8), p. 1759–1764. doi: 10.1016/j.wasman.2011.04.002.

[58] LUZ, F. C. *et al.* (2015). *Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil*, *Energy Conversion and Management*, 103, p. 321–337. doi: 10.1016/j.enconman.2015.06.074.

[59] MALINAUSKAITE, J. *et al.* (2017). *Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe*, *Energy*, 141, p. 2013–2044. doi: 10.1016/j.energy.2017.11.128.

[60] MALKOW, T. (2004). *Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal*, *Waste Management*, 24(1), p. 53–79. doi: 10.1016/S0956-053X(03)00038-2.

[61] MAO, C. *et al.* (2015). *Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, p. 540–555. doi: 10.1016/j.rser.2015.02.032.

[62] DUTRA, R. M. DE S.; YAMANE, L. H.; SIMAN, R. R. (2018). *Influence of the expansion of the selective collection in the sorting infrastructure of waste pickers' organizations: A case study of 16 Brazilian cities*, *Waste Management*, 77, p. 50–58. doi: 10.1016/j.wasman.2018.05.009.

[63] MILUTINOVIĆ, B. *et al.* (2014). *Multi-criteria analysis as a tool for sustainability assessment of a waste management model*, *Energy*, 74, p. 190–201. doi: 10.1016/j.energy.2014.05.056.

[64] MILUTINOVIĆ, B. *et al.* (2017). *Environmental assessment of waste management scenarios with energy recovery using life cycle assessment and multi-criteria analysis*, *Energy*, 137, p. 917–926. doi: 10.1016/j.energy.2017.02.167.

[65] MUKHERJEE, S. *et al.* (2015). *Contemporary Environmental Issues of Landfill Leachate: Assessment and Remedies*, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(5), p. 472–590. doi: 10.1080/10643389.2013.876524.

[66] MURRAY, A.; SKENE, K.; HAYNES, K. (2017). *The Circular Economy: An Interdisciplinary Exploration of the Concept and Application in a Global Context*, *Journal of Business Ethics*, 140(3), p. 369–380. doi: 10.1007/s10551-015-2693-2.

[67] NAKAMURA, S.; KONDO, Y. (2018). *Toward an integrated model of the circular economy: Dynamic waste input–output*, *Resources, Conservation and Recycling*, 139, p. 326–332. doi: 10.1016/j.resconrec.2018.07.016.

[68] OMAR, H.; ROHANI, S. (2015). *Treatment of landfill waste, leachate and landfill gas: A review*, *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, 9(1), p. 15–32. doi: 10.1007/s11705-015-1501-y.

[69] ONU-Habitat (2010). *Solid waste Management in world's cities in World Cities: Water and Sanitation*.

[70] ONU-WCED (1987). *Our common future*. World Commission on Environment and Development.

[71] ONU (2015). *Tranmsforming our world: The 2030 agenda for sustainable development*.

[72] PAN, S.-Y. *et al.* (2015). *Strategies on implementation of waste-to-energy (WTE) supply chain for circular economy system: a review*, *Journal of Cleaner Production*, 108, p. 409–421. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.06.124.

[73] PANDEY, B. K. *et al.* (2016). *Municipal solid waste to energy conversion methodology as physical, thermal, and biological methods*, *Current Science Perspectives*, 2(2), p. 39–44.

[74] PASSARINI, K. C. *et al.* (2014.) *Assessment of the viability and sustainability of an integrated waste management system for the city of Campinas (Brazil), by means of ecological cost accounting*, *Journal of Cleaner Production*, 65, p. 479–488. doi: 10.1016/j.jclepro.2013.08.037.

[75] PELOROSSO, R.; GOBATTONI, F.; LEONE, A. (2017). *The low-entropy city: A thermodynamic approach to reconnect urban systems with nature*, *Landscape and Urban Planning*, 168, p. 22–30. doi: 10.1016/j.landurbplan.2017.10.002.

[76] RAMOS, A. *et al.* (2018). *Co-gasification and recent developments on waste-to-energy conversion: A review*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 81(March 2017), p. 380–398. doi: 10.1016/j.rser.2017.07.025.

[77] REBITZER, G. *et al.* (2004). *Life cycle assessment*, *Environment International*, 30(5), p. 701–720. doi: 10.1016/j.envint.2003.11.005.

[78] Rhinoenergy (2018a). *Economics of Renewable Energies*. Available at: <http://www.greenrhinoenergy.com/renewable/context/economics.php>.

[79] RhinoEnergy (2018b). *Economics of Renewable Energies*.

[80] RIGAMONTI, L.; STERPI, I.; GROSSO, M. (2016). *Integrated municipal waste management systems: An indicator to assess their environmental and economic sustainability*, *Ecological Indicators*. Elsevier {BV}, 60, p. 1–7. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.06.022.

[81] RODIĆ, L.; WILSON, D. (2017). *Resolving Governance Issues to Achieve Priority Sustainable Development Goals Related to Solid Waste Management in Developing Countries*, *Sustainability*, 9(3), p. 404. doi: 10.3390/su9030404.

[82] ROMERO-HERNÁNDEZ, O.; ROMERO, S. (2018). *Maximizing the value of waste: From waste management to the circular economy*, *Thunderbird International Business Review*, 60(5), p. 757–764. doi: 10.1002/tie.21968.

[83] SAGHIR, M.; REHAN, M.; NIZAMI, A.-S. (2018). Recent Trends in Gasification Based Waste-to-Energy, in *Gasification for Low-grade Feedstock*. InTech. doi: 10.5772/intechopen.74487.

[84] DOS SANTOS, R. E. *et al.* (2019). *Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: An economic and energy comparative analysis*, *Journal of Environmental Management*, 231, p. 198–206. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.10.015.

[85] SHAREEFDEEN, Z.; ELKAMEL, A.; TSE, S. (2015). *Review of current technologies used in municipal solid waste-to-energy facilities in Canada*, *Clean Technologies and Environmental Policy*. Springer Nature, 17(7), p. 1837–1846. doi: 10.1007/s10098-015-0904-2.

[86] DE SOUZA, S. N. M. *et al.* (2014). *Technical potential of electricity production from municipal solid waste disposed in the biggest cities in Brazil: Landfill gas, biogas and thermal treatment*, *Waste Management and Research*, 32(10), p. 1015–1023. doi: 10.1177/0734242X14552553.

[87] STAHEL, W. R. (2016). *The circular economy*, *Nature*, 531(7595), p. 435–438. doi: 10.1038/531435a.

[88] TAELMAN, S. *et al.* (2018). *A Holistic Sustainability Framework for Waste Management in European Cities: Concept Development*, *Sustainability*, 10(7), p. 2184. doi: 10.3390/su10072184.

[89] THEMELIS, N. J.; ULLOA, P. A. (2007). *Methane generation in landfills*, *Renewable Energy*, 32(7), p. 1243–1257. doi: 10.1016/j.renene.2006.04.020.

[90] TISSERANT, A. *et al.* (2017). *Solid Waste and the Circular Economy: A Global Analysis of Waste Treatment and Waste Footprints*, *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), p. 628–640. doi: 10.1111/jiec.12562.

[91] TOMIĆ, T.; SCHNEIDER, D. R. (2018). *The role of energy from waste in circular economy and closing the loop concept – Energy analysis approach*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 98, p. 268–287. doi: 10.1016/j.rser.2018.09.029.

[92] TROSCHINETZ, A. M.; MIHELCIC, J. R. (2009). *Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries*, *Waste Management*, 29(2), p. 915–923. doi: 10.1016/j.wasman.2008.04.016.

[93] UNEP (2015). *Global Waste Management Outlook*. Available at: <http://web.unep.org/ourplanet/september-2015/unep-publications/global-waste-management-outlook>.

[94] WEC (2016). *World Energy Resources: Waste to Energy 2016*. Available at: <https://www.worldenergy.org>.

[95] WOOD, S. *et al.* (2013). *Review of state-of-art waste to energy technologies*, (January), p. 1–195.

[96] WRAP (2017). *Applying the waste hierarchy: A guide to business*. Available at: <https://www.fcenvironment.co.uk/assets/files/pdf/content/wrap-applying-wastehierarchy.pdf>.

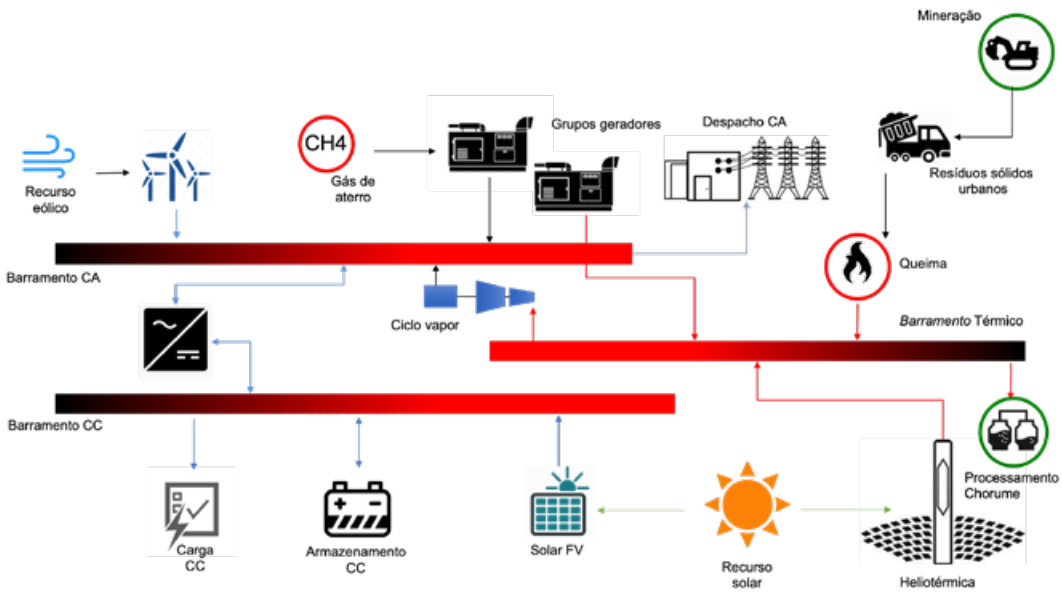
[97] ZAMAN, A. U. (2016). *A comprehensive study of the environmental and economic benefits of resource recovery from global waste management systems*, *Journal of Cleaner Production*. Elsevier {BV}, 124, p. 41–50. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.02.086.

[98] ZIYANG, L. *et al.* (2015). *Martial recycling from renewable landfill and associated risks: A review*, *Chemosphere*, 131, p. 91–103. doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.02.036.

CAPÍTULO 2

Conceito de Hub Energético Sustentável para Unidades de Recuperação Energética de Resíduos Sólidos Urbanos

Antonio Cesar Pinho Brasil Junior



RESUMO

O conceito de hub energético é explorado no presente capítulo, com ênfase em sua aplicabilidade em unidades de conversão energética de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Expande-se o conceito no sentido de proporcionar uma avaliação sistêmica mais ampla, utilizando a denominação de Hub Energético Sustentável (HUBeS). Dessa forma, pretende-se incorporar uma quantificação de benefícios dos processos de recuperação de energia em termos de indicadores de sustentabilidade.

1. INTRODUÇÃO

A conversão energética de Resíduos Sólidos Urbanos vem sendo considerada como uma importante alternativa para a solução da gestão e da disposição final em aterros, com uma forte tendência de crescimento da instalação de unidades *WtE,* observada em vários países (ISWA, 2013; Pandey, Jindal & Kalyani, 2014; Perkoulidis *et al.*, 2015). A estratégia de implantação de modernas usinas *WtE* representa uma tendência atual, que é fomentada por municipalidades europeias, norte-americanas e asiáticas (Índia e China), cujas responsabilidades de gestão de resíduos e seus custos econômicos podem ser atenuados pela comercialização da recuperação do potencial energético do lixo. No entanto, em vários países uma forte discussão sobre este vetor energético vem sendo objeto de questionamento da sociedade civil (e.g. Hacking & Flynn, 2014; Seltenrich, 2016). Nesse sentido, para proporcionar uma visão ampla sobre a inserção da tecnologia e seus impactos socioambientais, uma abordagem de descrição sistêmica se faz necessária, considerando uma visão alternativa que deve ser construída além dos benefícios econômicos e energéticos da implantação de unidades *WtE*. Uma visão metodológica multidisciplinar mais abrangente, que inclua componentes socioambientais ao processo decisório de instalação de uma usina *WtE,* fortalece a consolidação de uma busca robusta de soluções sustentáveis negociadas. Isto representa promover avaliações de unidades *WtE* utilizando uma descrição sistêmica, que pode eventualmente envolver uma formulação matemática com diferentes indicadores e fluxos quantificáveis (*input – output*).

Aqui utilizaremos uma abordagem que partirá do conceito de Hub Energético (Geidl, Koeppel & Favre-Perrod, 2007; Mohammadi *et al.*, 2017). A partir desta descrição, pretende-se expandir esta visão sistêmica eminentemente energética, no sentido de incluir externalidades socioambientais, envolvendo ingredientes de avaliação de sustentabilidade. Propõe-se, assim, um conceito alternativo de Hub Energético Sustentável (HUBeS), o que será objeto do presente capítulo.

2. VISÕES CRÍTICAS SOBRE TECNOLOGIAS *WASTE-TO-ENERGY*

Antes de discutir e propor um arranjo sistêmico de unidades *WtE*, cabe discutir preliminarmente, com base no debate atual, quais as visões antagônicas à implantação deste tipo de tecnologia. A partir daí, podem ser direcionados esforços metodológicos para identificação de pontos críticos, que comporão a modelagem da inserção de unidades de recuperação *WtE* em uma dada municipalidade.

Alguns posicionamentos públicos de organizações não governamentais vêm colocando críticas relevantes quanto à queima de resíduos sólidos, contrárias às tecnologias *WtE*. Movimentos organizados tais como o GAIA (*Global Alliance for Incinerator Alternatives*) ou, ainda, a iniciativa *Zero Waste* apresentam argumentos bem elaborados quanto às iniciativas *WtE*, que devem ser avaliados convenientemente:

Argumento 1: sobre a raiz do problema

Este argumento posiciona críticas quanto aos investimentos na gestão de resíduos em fim de fluxo - tal como a recuperação energética. Ressalta-se que ações hierárquicas da gestão de resíduos, direcionadas à redução de resíduos, ao reúso e à reciclagem, apresentam maior eficácia para o enfrentamento real do problema. Nesse sentido, tanto a mobilização da sociedade (no sentido de mudança de atitudes quanto à redução do lixo), quanto à utilização de instrumentos econômicos e regulatórios para prover produtos manufaturados mais adequados, apresentam um melhor retorno que os investimentos nas ações de recuperação energética.

Argumento 2: emissões de gases de efeito estufa

Tendo em vista que parte importante do resíduo sólido é composta por materiais derivados de combustíveis fósseis (e.g. plásticos) ou celulósicos (e,g, papel), a queima do lixo está associada na liberação de mais CO_2 na atmosfera, o que contribui, portanto, com os efeitos das mudanças climáticas.

Argumento 3: emissões tóxicas

A queima de resíduos sólidos emite alguns componentes gasosos tóxicos (e.g. furanos e dioxinas). Apesar do avanço tecnológico em processos de filtragem, traços destes componentes são identificados em emissões de alguns arranjos tecnológicos. A questão das cinzas também é colocada como elemento de risco de impactos ambientais.

Argumento 4: retorno de investimento

Os investimentos em usinas *WtE* são somente viabilizados por fatores de escala de usinas com maior capacidade de processamento, o que direciona o modelo de negócio das usinas *WtE* para grandes corporações. Como o equilíbrio econômico do negócio se viabiliza somente com um alto volume de processamento de lixo, a implantação de usinas inibe políticas locais na direção de redução do volume de resíduos por meio da reciclagem, compostagem ou outra ação hierárquica definida em nível de programas locais. O volume de lixo disponibilizado a usinas deve manter o investimento inicial, cujo retorno relaciona-se com o total da energia convertida em todo o ciclo de vida do empreendimento. A redução de suprimento do recurso energético de base (lixo), em longo prazo, aumenta riscos econômicos associados ao retorno de investimento.

Alguns contra-argumentos são também pontuados por outros atores associados a municipalidades e empresas de operação e implantação de unidades *WtE*:

Contra-argumento 1: a dimensão do problema ambiental da disposição em aterros

Este contra-argumento respeita os posicionamentos quanto às emissões ambientais de usinas *WtE* e considera que ações hierárquicas na R3 (redução, reúso e reciclagem) representam uma meta a ser perseguida. No entanto, em face da dimensão do problema socioambiental associada à disposição inadequada e histórica de Resíduos Sólidos Urbanos em aterros não controlados, em particular em países em desenvolvimento (particularmente Índia, China e Brasil), as tecnologias de queima de resíduos devem ser consideradas como uma solução emergencial. Trata-se de um processo de decisão que deve considerar as condições menos desfavoráveis, confrontando impactos de diferentes alternativas em busca de uma solução intermediária na escala de tempo de uma década.

Contra-argumento 2: emissões de aterros

As emissões de aterro representam um fator de impacto sobre a atmosfera muito mais alto do que as emissões de CO_2, após o processamento térmico. O alto teor de metano no gás de aterro, devido à decomposição da parcela orgânica do lixo, escapa parcialmente para atmosfera em todos os aterros. A contra-argumentação vai na direção de que a queima, de fato, reduz o potencial de emissões de gases de efeito estufa. Novamente, um balanço mais abrangente e intercomparativo das emissões deve ser elaborado, considerando tanto as emissões gasosas quanto o impacto de chorume sobre os recursos hídricos.

Contra-argumento 3: sobre dioxinas e furanos

Fabricantes de novas rotas tecnológicas para a combustão de resíduos garantem que a devida combinação de gaseificação, pirólise e incineração direta, pode proporcionar níveis de emissões seguros, em face do controle mais eficaz da queima e dos processos de pós-processamento de gases. Posicionamentos técnicos colocam que a visão negativa da sociedade em relação aos processos de queima de lixo é uma consequência de uma associação com as antigas unidades de incineração urbana. Reafirma-se que as modernas tecnologias proporcionam a segurança ambiental baseada em padrões baixos deste tipo de emissão (Dwyer & Themelis, 2015). O debate sobre dioxinas e furanos, a partir de unidades *WtE*, é intenso e controverso (AEA, 2012; Nzihou *et al.*, 2012; Mukherjee, Debnath & Ghosh, 2016), no entanto a verificação da sociedade das concentrações é facilmente auditável por meio de modernas técnicas de monitoração.

Contra-argumento 4: custos energéticos e ambientais

A avaliação do retorno de investimento em unidades *WtE* deve ser estabelecida incluindo valores das externalidades ambientais associadas ao não processamento adequado dos resíduos. Esta visão mais ampliada pode proporcionar tempos de retorno bem mais baixos, qualificando de forma diferenciada os investimentos em recuperação energética.

Tendo em vista os argumentos e contra-argumentos colocados, nenhum tipo de solução definitiva sobre instalação de tecnologias *WtE* é totalmente consolidada. Trata-se de um processo dialético sobre o qual a sociedade deve se posicionar, em face de argumentos técnicos construídos pela ciência. A garantia de redução de riscos socioambientais neste tipo de empreendimento deve ser objeto de estudos amplos e transparentes, que permitam tomadas de decisão seguras e avanços para a redução do problema em toda sua amplitude, fortalecendo o debate. Buscam-se controles sobre a implantação e operação de usinas *WtE* que considerem uma visão ampla do problema, com base em enfoques metodológicos multidisciplinares alternativos, tal como proposto no presente capítulo.

3. O CONCEITO DE HUB ENERGÉTICO (HUBe)

O conceito de HUB energético foi desenvolvido e proposto considerando o contexto descritivo de sistemas de distribuição de energia, sob os quais uma abordagem de integração de sistemas híbridos (diferentes fontes, diferentes vetores e diferentes cargas) se faz necessária. Esta concepção vem sendo discutida em artigos e relatórios desde 2005, a partir de prospecções sobre o papel da distribuição de energia em uma visão de futuro (Geidl *et al.*, 2007; Geidl, Koeppel & Favre-Perrod, 2007; Wang *et al.*, 2017; Mohammadi *et al.*, 2018). Em uma visão moderna, diferentes sistemas de conversão podem ser integrados em um arranjo de gestão único, e a distribuição de energia (que pode ser eletricidade ou calor, por exemplo) é otimizada no sentido de se atender a objetivos de uma dada carga, com menores custos e impactos ambientais. Uma forte relação do conceito de HUB com a abordagem de *Smart Grids* é verificada. Nesse sentido, a ideia principal é apropriar-se de conceitos da teoria sistêmica de redes de informações e aplicá-los à distribuição de energia, proporcionando assim ferramentas importantes para otimização de implantação e operação de sistemas.

Com base na literatura, define-se HUB energético como a unidade sistêmica, onde diferentes vetores energéticos podem ser convertidos, condicionados e armazenados. Ele proporciona o caráter de interface entre as diferentes infraestruturas energéticas e diferentes cargas. Uma representação típica de um HUBe é apresentada sob forma de diagrama sistêmico na Figura 1. Neste exemplo, o HUBe é composto por subestações, painéis solares fotovoltaicos, grupo gerador Diesel e uma caldeira para aquecimento de água, além de um *chiller* de absorção para a produção de frio industrial. Tais subsistemas são denominados de conversores. Dois sistemas de armazenamento fazem parte deste HUBe: um banco de baterias e um tanque de água quente. O HUBe despacha energia na forma de eletricidade, calor e frio (cargas), gerenciado os diferentes subsistemas de forma integrada.

Na nomenclatura do enfoque de HUBe, as entradas e saídas (*input* e *output*) são denominadas de vetores energéticos (*Energy Carrier*).

O conceito de HUBe pode ser utilizado tanto em instalações industriais e comerciais específicas (centros comerciais, fábricas, hospitais etc.), em sistemas energéticos para atendimentos a uma comunidade, ou mesmo em sistemas de geração e transmissão e eletricidade. Uma discussão sobre as vantagens deste enfoque é apresentada em Mohammadi *et al.* (2018). Alguns outros artigos da literatura apresentam a aplicabilidade do conceito no sentido de otimizar custos em sistemas híbridos a partir de uma formulação matemática associada a algoritmos de otimização (Brahman, Honarmand & Jadid, 2015; Maroufmashat *et al.*, 2016). Citam-se ainda estudos que envolvem a integração de sistemas de geração, transmissão e distribuição (Nazar & Haghifam, 2009; Krause *et al.*, 2011) ou que tratam do gerenciamento energético de frotas de veículos elétricos (Yazdani-Damavandi *et al.*, 2016). Os resultados obtidos na aplicabilidade do conceito de HUBe são promissores, tendo em vista tendências atuais para uso da energia no contexto da utilização de vetores energéticos associados à integração de fontes renováveis, buscando-se novos parâmetros de eficiência e qualidade da energia (não somente a eletricidade), cuja medida de desempenho considera indicadores mais amplos associados à sustentabilidade de sistemas.

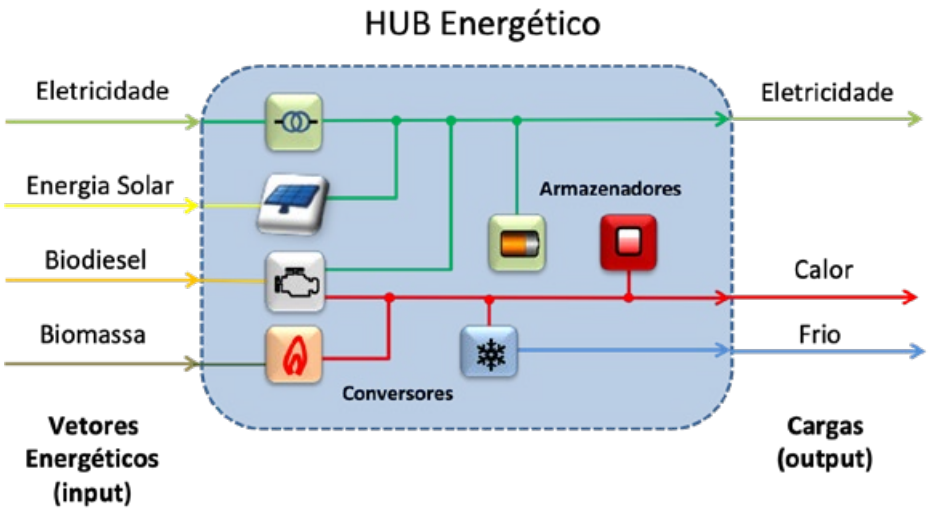


Figura 1. Exemplo de HUB energético (adaptado de Geidl, Koeppel & Favre-Perrod, 2007)

A descrição sistêmica de um HUBe permite uma quantificação dos processos de conversão e despacho de energia mediante o desenvolvimento de modelos matemáticos adequados. Seja, portanto, um HUBe composto por um conjunto de vetores energéticos de entrada $P = \{P_i; i = 1, n\}$. Tal sistema apresenta como saída um conjunto de cargas $L = \{L_i; i = 1, m\}$, tal como ilustrado na Figura 2.

No contexto de fluxo energético, o processo de conversão no interior do HUBe pode ser quantificado por

$$L - CP + S\dot{E} = 0 \tag{1}$$

Nesta formulação, a matriz C é um operador que quantifica a conversão de energia entre os vetores energéticos P e a carga L. $\dot{E}$ e S denotam respectivamente o vetor de armazenamento interno e a matriz de acoplamento.

Figura 2. Entradas e cargas do HUB energético

A matriz de C está relacionada às eficiências de conversão entre a fonte primária e a carga. Seus componentes são obtidos a partir da modelagem matemática dos processos de conversão (solar, eólica etc.) para cargas elétricas ou em forma de energia térmica. No presente trabalho, o termo de acumulação é considerado. A inserção de tal termo faz com que o problema formulado pela Equação 1 se transforme em um problema de valor inicial a ser resolvido na base de tempo, o que é natural tendo em vista também que $P = P(t)$ e $L = L(t)$. Logo, teremos um sistema dinâmico, em geral não linear, que quantifica fluxos e conversões, na base de tempo.

4. INSERÇÃO DE PRECEITOS DE SUSTENTABILIDADE (CONCEITO HUBeS)

O conceito original de HUBe pode ser ampliado no sentido de inserir fluxos não energéticos associados aos impactos ambientais e sociais (externalidades) de sistemas. Esta abordagem mais abrangente, denominada aqui como HUBeS, permite o desenvolvimento de formulações sistêmicas que proporcionam a integração entre um enfoque puramente técnico (eficiência energética e econômica) com a inserção de parâmetros socioambientais (Figura 3). Dessa maneira, a presente proposta permite uma avaliação mais ampla do HUB. Dessa forma, no contexto de busca de sistemas sustentáveis, soluções otimizadas podem ser obtidas considerando variáveis mais adequadas para a análise integrada do sistema energético.

No conceito de HUBeS, a inserção de externalidades socioambientais deve envolver quantificações de impactos ambientais e sociais do sistema (negativos ou positivos) que podem estar relacionados com escalas territoriais locais ou mesmo mais amplas (como o caso de sistemas que envolvem a transmissão de eletricidade, por exemplo). A Figura 4 ilustra alguns tipos de externalidades que podem ser consideradas no contexto ambiental. Nota-se que tanto impactos associados às emissões de operação do sistema, como também os associados a outras etapas de seu ciclo de vida, devem ser considerados (Rebitzer *et al.*, 2004; ISO, 2006). Nesse sentido, cada componente do HUBeS (conversores e armazenadores) deve conter modelos de quantificação de variáveis energéticas, econômicas e ambientais. Eventualmente, impactos ambientais podem ser quantificados monetariamente a partir de métodos de valoração (European Commission, 2005). Tais estimativas podem estabelecer valores de custeio que incorporam as emissões (custos ambientais), o que pode ser útil no sentido da otimização de sistemas.

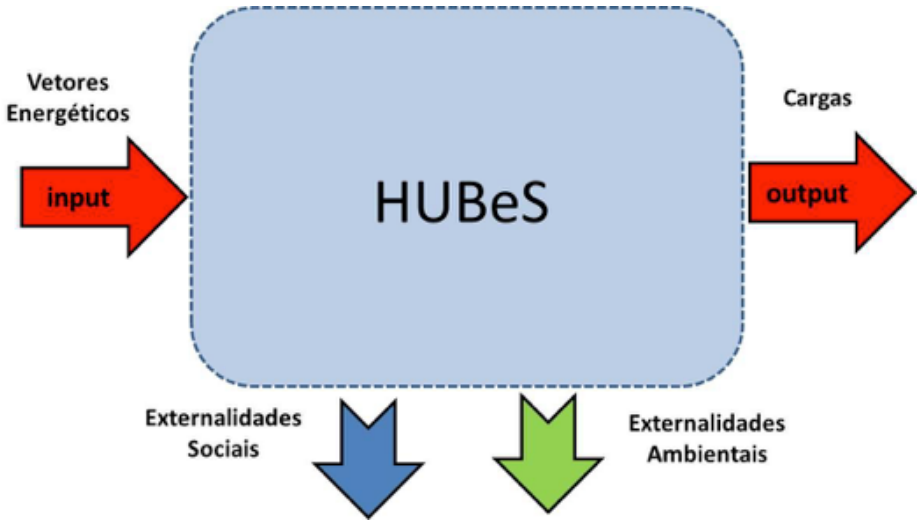


Figura 3. Conceito de hub energético sustentável

A Figura 5 apresenta alguns aspectos sociais que podem ser considerados em um contexto de HUBeS. Embora a valoração monetária de externalidades sociais também seja possível, em geral as metodologias aplicadas às externalidades sociais envolvem uma construção e manipulação mais complexas de indicadores (Gallego Carrera & Mack, 2010) para indicadores sociais nacionais ou (Afgan & Carvalho, 2000) para sistemas isolados.

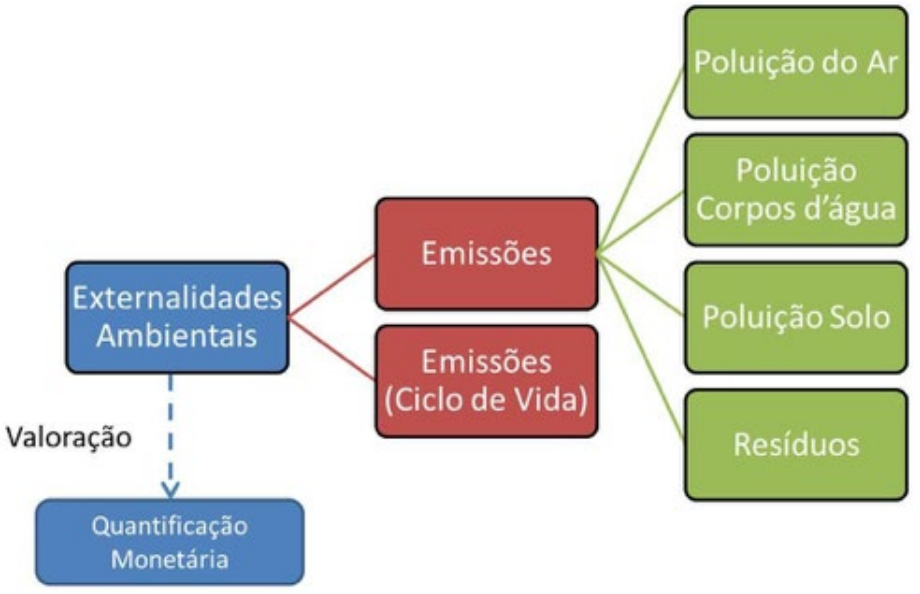


Figura 4. Externalidades ambientais

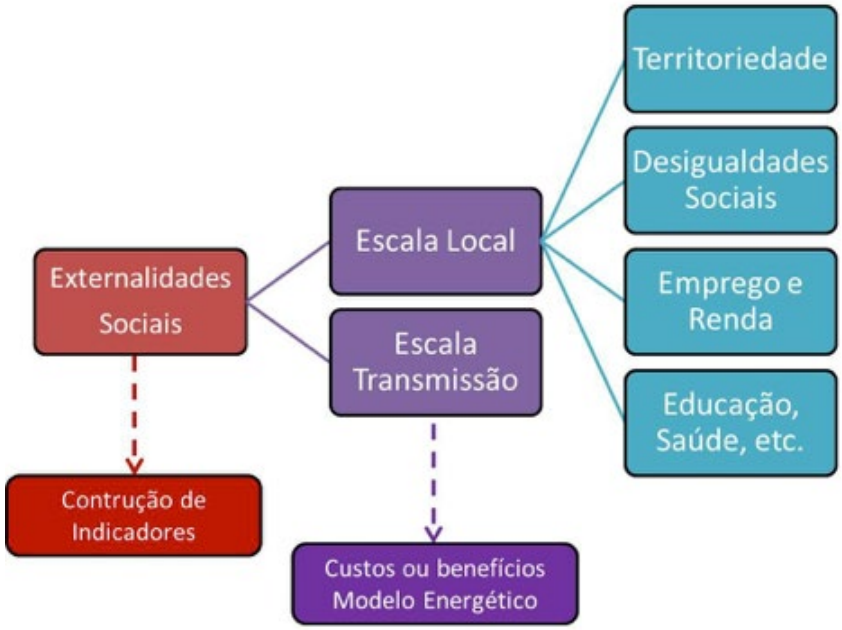


Figura 5. Externalidades sociais

Os indicadores sociais, considerados no HUBeS, respondem às características operacionais do sistema por meio das seguintes possibilidades:

- **ações compensatórias de impactos socioambientais:** o operador do HUB compensa grupos sociais na forma monetária ou mediante intervenções sociais, no sentido de compensar impactos oriundos da instalação e operação de empreendimentos. Este tipo de retorno é definido de forma pactuada ou, ainda, imposto pela força de legislação;
- **ações de responsabilidade social:** neste tipo de ação, o operador do HUB proporciona intervenções sociais proativas com base em uma política corporativa própria, contabilizando para isso benefícios associados a sua imagem institucional, estabelecendo, assim, um relacionamento próximo de comunidades locais ou atendidas pela comercialização da energia; e
- **característica intrínseca do modelo energético:** o caráter sustentável do modelo energético do HUB pode proporcionar agregação de valor à cadeia de certos produtos ou serviços. Uma tendência mundial de melhor aceitação de produtos sustentáveis é observada, e características do suprimento de energia são componentes que podem contribuir para tal (nichos de oportunidades sustentáveis). Políticas tarifárias também podem contribuir para alavancar modificações de indicadores sociais, em particular para comunidades vizinhas de grandes usinas ou em áreas de vulnerabilidade social.

Em face desta nova concepção sistêmica, o modelo matemático que deve ser construído envolve abordagens metodológicas que quantifiquem como e quanto cada componente do HUBeS contribui para atendimento das cargas (a partir da conversão dos vetores energéticos de entrada), associando também formulações que estimem custos, emissões e modificação dos indicadores sociais. Dessa maneira, a metodologia proposta pode avaliar ganhos em termos de sustentabilidade para diferentes arranjos de HUBeS.

No contexto de HUBeS, indicadores socioambientais podem ser quantificados conforme ilustrado na Figura 6. A formulação das externalidades pode ser quantificada por

$$IA = C_A P \tag{2}$$

$$IS = C_S L \tag{3}$$

Estas equações relacionam os vetores de indicadores ambientais e sociais com a energia de atendimento de carga utilizando as matrizes e . Tais matrizes quantificam fatores de emissão e de geração de externalidades sociais a partir do arranjo conceitual do HUBeS. Um indicador agregado pode ser visto como uma norma destes vetores. Por exemplo, pode-se trabalhar em um contexto de indicador ambiental ou social agregados na forma

$$\varphi_A = \frac{W_A . IA}{\|W_A\|} \tag{4}$$

$$\varphi_S = \frac{W_S . IS}{\|W_S\|} \tag{5}$$

Onde W_A e W_S são vetores de ponderação dos diferentes indicadores compondo assim φ_A e φ_S.

O fechamento do modelo matemático apresentado deve envolver um procedimento de modelagem dos processos de conversão, condicionamento e armazenamento de energia, considerando as especificidades de cada vetor energético. Isto está associado ao detalhamento das matrizes C e S. Dessa maneira, dado o comportamento dinâmico dos vetores de entrada, os vetores de saída podem ser calculados pela integração temporal do problema de valor inicial.

No que concerne às externalidades ambientais e sociais, aferidas pelos vetores de indicadores, uma modelagem adicional deve focar a determinação das matrizes C_A e C_S (geralmente diagonais). Esta metodologia pode ainda ser complementada pela agregação de indicadores ambientais e sociais, definindo vetores de peso W_A e W_S.

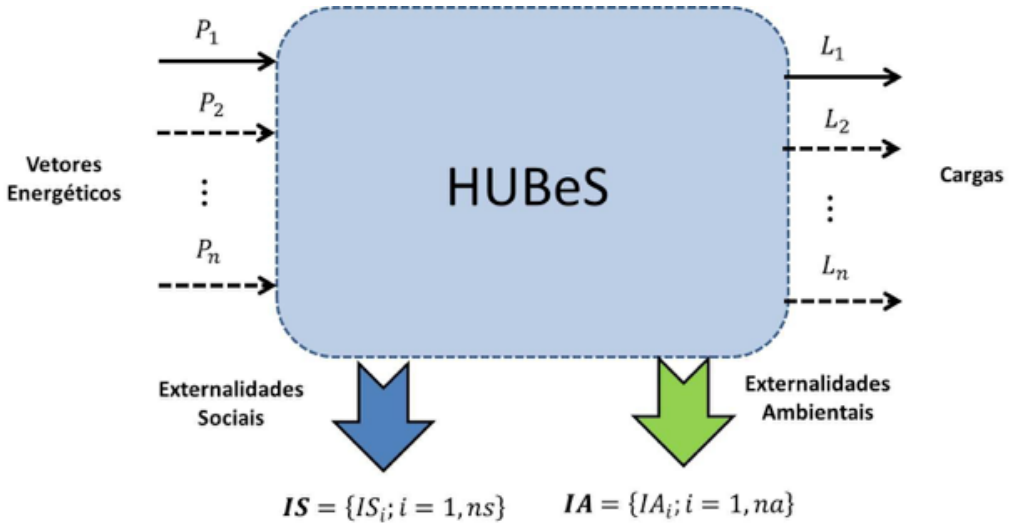


Figura 6. Visão sistêmica de fluxos e produção e indicadores

5. CONCEITO DE HUB ENERGÉTICO SUSTENTÁVEL APLICADO A USINAS *WTE*

O conceito de HUBeS, aqui apresentado, parece se adequar à busca de um modelo desejável de usinas de conversão energética de Resíduos Sólidos Urbanos. Os pontos apresentados a seguir justificam esta premissa:

- a discussão crítica sobre a inserção de tecnologias *WtE* na gestão final de Resíduos Sólidos Urbanos requer o estabelecimento de um diálogo mais abrangente que considere os diferentes aspectos técnicos da implantação de usinas. Nesse sentido, a visão sistêmica proporcionada pelo conceito HUBeS adiciona elementos para uma avaliação de benefícios e impactos de forma mais abrangente;
- a implantação de usinas *WtE* está intimamente associada ao caráter de redução de impactos ambientais no processo de gestão de resíduos. Logo, é natural que indicadores ambientais sejam considerados no processo técnico de tomada de decisão;
- a busca de soluções energéticas integradas, a partir de uma planta *WtE*, pode proporcionar a possibilidade de distribuição de energia em várias formas (e.g. calor em proximidade de consumos em forma de distritos industriais ou domésticos). Processos de queima em ciclos termodinâmicos de potência apresentam uma grande quantidade de rejeito térmico, o qual pode facilmente ser aproveitado tanto para a valorização do calor, quanto para a produção de frio. Nesse sentido, a aplicação direta do conceito de HUBe é natural;
- a inserção de outros vetores energéticos (como energia solar, por exemplo), pode ser dinamizada pela instalação de usinas *WtE*, compartilhando em áreas urbanas as infraestruturas de despacho e gestão de energia. A hibridização da energia do lixo é uma estratégia que pode ser explorada neste contexto; e
- no Brasil, e demais países emergentes, o benefício social na gestão de fim de vida dos Resíduos Sólidos Urbanos deve ser objeto de formulação de políticas e programas locais para a organização do trabalho de catadores. A ordenação do emprego e renda de catadores e recicladores é um componente que deve ser considerado em todo o escopo de instalação de unidades *WtE*.

Tendo em vista os aspectos acima, na Figura 7 apresenta-se um arranjo de HUBeS aplicado a uma usina *WtE*. Neste arranjo, os seguintes vetores são considerados: volume de Resíduos Sólidos Urbanos e Energia Solar. Trata-se de um exemplo onde uma usina pode combinar seu potencial primário a diferentes fontes renováveis, gerenciando a conversão por diferentes sistemas: painéis fotovoltaicos e sistemas heliotérmicos. Adiciona-se ainda neste HUBeS um *chiller* de absorção que utiliza o rejeito térmico do sistema, produzindo energia em forma de frio. Observa-se que o armazenamento interno do HUB é o próprio potencial do lixo, caracterizado pelo metano de subsolo e pelo volume armazenado em subsolo.

O HUBeS proposto despacha eletricidade para transmissão, e um pequeno potencial é desviado para uma distribuição local e para carregamento da frota de veículos elétricos. O *chiller* despacha frio industrial para atendimento de complexos locais de produção que necessitem de condicionamento de refrigeração (indústrias alimentícias, lacticínios etc.). Um despacho de energia térmica para calor de processo também pode ser incluído.

As externalidades ambientais são contabilizadas pelas emissões dos sistemas de conversão, e as externalidades sociais são aferidas por indicadores construídos e influenciados pelo uso social da energia.

Os vetores de entrada relacionam-se com dados de disponibilidade de energia primária em cada diferente fonte (resíduos e solar). A Tabela 1 apresenta as variáveis que devem ser consideradas para quantificação dos vetores energéticos de entrada, que, em geral, devem ser disponibilizadas em forma de série temporal (média, máximas e mínimas) ou, ainda, em funções de densidade de probabilidade. Equacionamentos específicos sobre disponibilidade de cada potencial serão apresentados nos capítulos subsequentes.

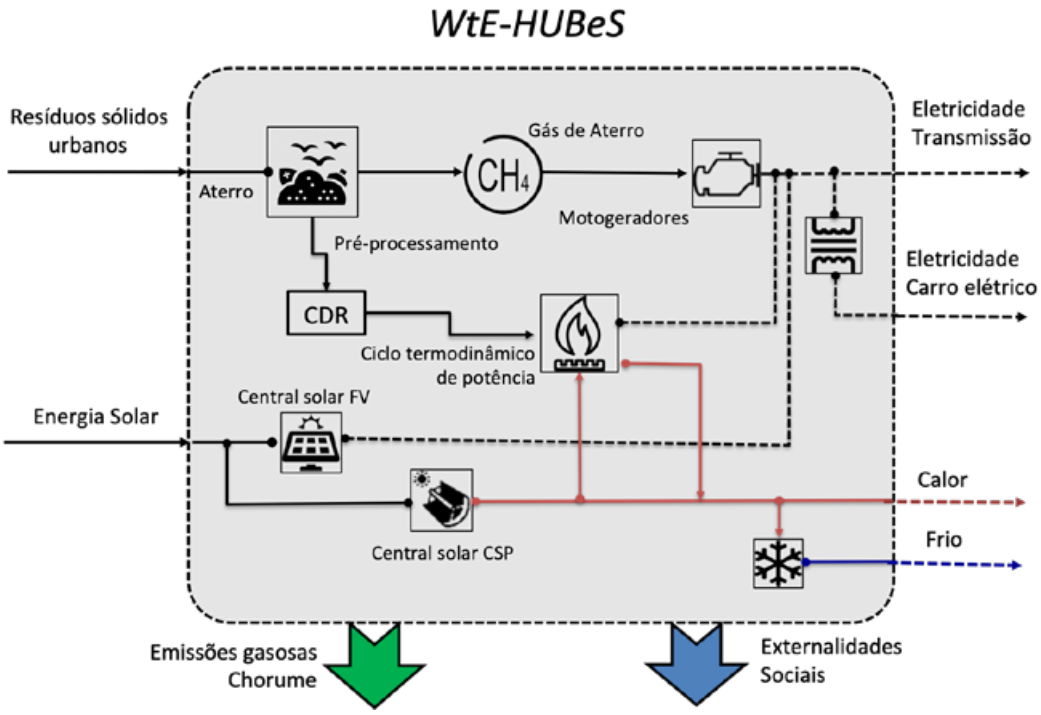


Figura 7. Usina *WtE* como Hub Energético Sustentável

Tabela 1. Vetores energéticos

Vetores energéticos	Quantificação	Variáveis de entrada
Potencial dos resíduos	P_{wt} (MWh/dia)	m (massa de resíduo, ton/dia) φ (teor de umidade-base seca, %) C (Poder calorífico, MJ/kq)
Energia solar	H (W/m^2.dia)	Ig (Radiação solar global W/m^2) Id (Radiação solar difusa (W/m^2)

Tabela 2. indicadores ambientais (ISO 14040)

Emissões	Quantificação	Observação
Gases de efeito estufa	IA_{CO2} (kg CO_2 eq/kW.h)	Quantificação de gases de efeito estufa diversos (CO_2, CH_4, etc.)
Toxidade humana	IA_{tox} (kg DCB[1]eq/kW.h)	Emissões de substâncias químicas diversas (Arsênico, Chumbo, Metais, etc.)
Depleção de Ozônio	IA_{O3} (kg CFC[2]eq/kW.h)	Emissões relativas a gases responsáveis pela depleção do Ozônio (e.g CFC's)
Acidificação	IA_{SO2} (kg SO_2 eq/kW.h)	Emissões associadas à acidificação (SO_2, NOx, etc.)
Particulados	IA_{PM10} (kg PM10 eq/kW.h)	Emissões de material particulado (PM10)
Potencial eutrofização	IA_P (kg P eq/kW.h)	Emissões em corpo d'água – Eutrofização
Ecotoxidade aquática	IA_{CO2} (kg DCB eq/kW.h)	Emissão em corpos d'água – Substâncias químicas diversas (metais, pesticidas, etc.)
Depleção de fósseis	IA_{foss} (kg Oil eq/kW.h)	Depleção de fontes não renováveis Combustíveis fósseis
Depleção de metais	IA_{Fe} (kg Fe eq/kW.h)	Depleção de fontes não renováveis Metais
Consumo de energia	IA_{en} (kW.h/kW.h)	Energia associada à manufatura e operação de sistemas

A Tabela 2 apresenta os indicadores ambientais referentes às emissões que devem ser considerados em face dos quantitativos em todo o ciclo de vida do sistema (Rebitzer *et al.*, 2004). Alguns destes indicadores podem ser aferidos com base em avaliações recentes publicadas na literatura (Turconi, Boldrin & Astrup, 2013; Astrup *et al.*, 2015; Martinez-Sanchez *et al.*, 2017) ou em bases de dados de ferramentas computacionais (Ecoinvent, 2010). Fatores de emissão para várias tecnologias de conversão são objeto de avaliações recentes e devem ser incorporados como indicadores ambientais.

A Tabela 3 apresenta alguns indicadores sociais preliminarmente identificados, os quais farão parte de um estudo posterior de adequabilidade para o contexto brasileiro de avaliação de usinas *WtE*. Tais indicadores foram escolhidos com base em estudos similares (Afgan & Carvalho, 2000). Nota-se, no entanto, que um esforço adicional deve ser objeto de estudos mais aprofundados com objetivo de construir indicadores adequados ao estudo específico para as tecnologias de conversão energética de Resíduos Sólidos Urbanos.

Tabela 3. Indicadores sociais (Prioritários – proposta preliminar)

	Indicadores sociais	Observação
Emprego e renda	IS_e (Indicador de emprego gerado) IS_r (Indicador de renda)	Quantificação de emprego local Quantificação de renda
Saúde	IS_{DE} (Doenças endêmicas) IS_{SB} (Saneamento básico)	Quantificação de indicadores sociais relativo à saúde da população na área de influência da usina

6. CONCLUSÕES

No presente capítulo, o conceito de HUBeS foi desenvolvido como forma de descrever de maneira sistêmica um arranjo híbrido de geração de eletricidade *WtE-Solar*, considerando um enfoque integrado. Tal conceito leva em conta uma multiplicidade de vetores energéticos baseada em integração de várias fontes renováveis. Expande-se ainda o conceito consolidado de HUB energético para o conceito de HUBeS, que considera questões associadas à avaliação de sustentabilidade de sistemas energéticos.

Propõe-se que este conceito pode se adaptar bem ao modelo de usinas *WtE* sustentável, onde o enfoque de indicadores é inserido dentro da gestão da usina. Propõe-se ainda que as usinas *WtE* podem proporcionar a integração de fontes renováveis de maneira viável no que concerne aos componentes econômicos, ambientais e sociais associados à sustentabilidade. Isto pode ser abordado por meio do uso do conceito de HUBeS aqui apresentado.

REFERÊNCIAS

[1] AEA (2012). *Review of research into health effects of Energy from Waste facilities*.

[2] AFGAN, N. H.; CARVALHO, M. G. (2000). *Sustainable assessment method for energy systems*. Springer International Publishing.

[3] ASTRUP, T. F. *et al.* (2015). *Life cycle assessment of thermal Waste-to-Energy technologies: Review and recommendations*, *Waste Management*, 37, p. 104–115. doi: 10.1016/j.wasman.2014.06.011.

[4] BRAHMAN, F.; HONARMAND, M.; JADID, S. (2015). *Optimal electrical and thermal energy management of a residential energy hub, integrating demand response and energy storage system*, *Energy and Buildings*, 90, p. 65–75. doi: 10.1016/j.enbuild.2014.12.039.

[5] DWYER, H.; THEMELIS, N. J. (2015). *Inventory of U.S. 2012 dioxin emissions to atmosphere*, *Waste Management*, 46, p. 242–246. doi: 10.1016/j.wasman.2015.08.009.

[6] ECOINVENT (2010) *Ecoinvent Rep. n.° 3: Implementation of Life Sycle Impact Assessment Methods*. St Gallen. Suíça.

[7] EUROPEAN COMMISSION (2005) *ExternE: Externalities of Energy*. Luxembourg.

[8] GEIDL, M. *et al.* (2007). *Energy hubs for the future*, *IEEE Power & Energy Magazine*, 5(1), p. 24–30.

[9] GEIDL, M.; KOEPPEL, G.; FAVRE-PERROD, P. (2007). *The Energy Hub–A powerful concept for future energy systems*, *Third Annual Carnegie Mellon Conference on the Electricity Industry*, (March), p. 1–10. doi: 10.1074/jbc.M306250200.

[10] HACKING, N.; FLYNN, A. (2014). *Networks, protest and regulatory systems: the case of energy from waste*, *Local Environment*, 19(3), p. 334–355. doi: 10.1080/13549839.2013.790353.

[11] ISO (2006). *ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment, requirements and guidelines*.

[12] ISWA (2013). *Waste-to-Energy: State-of-the-Art-Report*. Vienna.

[13] KRAUSE, T. *et al.* (2011). *Multiple-Energy Carriers: Modeling of Production, Delivery, and Consumption*, *Proceedings of the IEEE*, 99(1), p. 15–27. doi: 10.1109/JPROC.2010.2083610.

[14] MAROUFMASHAT, A. *et al.* (2016). *Multi-objective Optimization for Design and Operation of Distributed Energy Systems through the Multi-energy Hub Network Approach*, *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 55(33), p. 8950–8966. doi: 10.1021/acs.iecr.6b01264.

[15] MARTINEZ-SANCHEZ, V. *et al.* (2017). *Evaluation of Externality Costs in Life-Cycle Optimization of Municipal Solid Waste Management Systems*, *Environmental Science and Technology*, 51(6), p. 3119–3127. doi: 10.1021/acs.est.6b06125.

[16] MOHAMMADI, M. *et al.* (2017). *Energy hub: From a model to a concept – A review*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80 (December 2016), p. 1512–1527. doi: 10.1016/j.rser.2017.07.030.

[17] MOHAMMADI, M. *et al.* (2018). *Optimal management of energy hubs and smart energy hubs – A review*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 89(February), p. 33–50. doi: 10.1016/j.rser.2018.02.035.

[18] MUKHERJEE, A.; DEBNATH, B.; GHOSH, S. K. (2016). *A Review on Technologies of Removal of Dioxins and Furans from Incinerator Flue Gas*, *Procedia Environmental Sciences*, 35, p. 528–540. doi: 10.1016/j.proenv.2016.07.037.

[19] NAZAR, M. S.; HAGHIFAM, M. R. (2009). *Multiobjective electric distribution system expansion planning using hybrid energy hub concept*, *Electric Power Systems Research*, 79(6), p. 899–911. doi: 10.1016/j.epsr.2008.12.002.

[20] NZIHOU, A. *et al.* (2012). *Dioxin emissions from municipal solid waste incinerators (MSWIs) in France*, *Waste Management*, 32(12), p. 2273–2277. doi: 10.1016/j.wasman.2012.06.016.

[21] PANDEY, K. K.; JINDAL, O. P.; KALYANI, K. A. (2014). *Waste to energy status in India: A short review*, 31, p. 113–120.

[22] PERKOULIDIS, G. *et al.* (2015). *Development of Waste-to-Energy Plants Database for Evaluating the Efficiency of Energy Recovery from Waste in Europe*, *Waste and Biomass Valorization*, 6(6), p. 983–988. doi: 10.1007/s12649-015-9397-9.

[23] REBITZER, G. *et al.* (2004). *Life cycle assessment*, *Environment International*, 30(5), p. 701–720. doi: 10.1016/j.envint.2003.11.005.

[24] SELTENRICH, N. (2016). *Emerging Waste-to-Energy Technologies: Solid Waste Solution or Dead End?*, *Environmental Health Perspectives*, 124(6). doi: 10.1289/ehp.124-A106.

[25] TURCONI, R.; BOLDRIN, A.; ASTRUP, T. (2013). *Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28, p. 555–565. doi: 10.1016/j.rser.2013.08.013.

[26] WANG, J. *et al.* (2017). *Review and prospect of integrated demand response in the multi-energy system*, *Applied Energy*, 202(51537005), p. 772–782. doi: 10.1016/j.apenergy.2017.05.150.

[27] YAZDANI-DAMAVANDI, M. *et al.* (2016). *Modeling Operational Behavior of Plug-in Electric Vehicles' Parking Lot in Multienergy Systems*, *IEEE Transactions on Smart Grid*, 7(1), p. 124–135. doi: 10.1109/TSG.2015.2404892.

CAPÍTULO 3

Marcos Regulatórios Relacionados ao Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos

Sergio de Oliveira Frontin
Luciano Soares da Cunha
Luiz Eduardo Sá Roriz

Lixão da Estrutural (Brasília). Fonte: Jornal Correio Braziliense (2018)

RESUMO

Este capítulo tem como objetivo identificar quais os requisitos regulatórios que são exigidos pelos órgãos reguladores, analisando os possíveis impactos sobre as alternativas de geração de energia elétrica. Serão analisados os aspectos relacionados à remediação ambiental do solo, água e ar, recuperação energética por meio de gás de aterro e Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), geração de energia solar fotovoltaica e heliotérmica.

Nesse sentido, introduz-se uma visão geral sobre os Marcos Regulatórios federais, estaduais e municipais, voltados para a geração até a destinação final dos Resíduos Sólidos Urbanos. A partir deste arcabouço legal constituído de leis, decretos, normas e resoluções etc., procurou-se identificar aqueles relacionados à conversão energética dos Resíduos Sólidos Urbanos.

1. INTRODUÇÃO

A recuperação energética, a partir dos Resíduos Sólidos Urbanos, é uma opção importante na resolução dos problemas relacionados à disposição final do lixo. Nesse sentido, OLIVEIRA, L.B. *et al* [1] apontam diversos benefícios no uso de resíduos para a geração de energia, citando: redução de emissões dos gases de efeito estufa, redução da poluição local, redução dos impactos ambientais, geração de emprego e renda, redução do uso de combustíveis fósseis e promoção do desenvolvimento sustentável da região.

Objetivando qualificar a importância deste segmento na matriz energética brasileira, serão inicialmente apresentadas a situação atual e as perspectivas de geração de energia por recuperação energética dos RSU.

Segue-se a apresentação da Lei n.º 12.305/2010 de 2 de agosto de 2010 que estabeleceu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), onde se procurou analisar com maiores detalhes os aspectos relacionados ao aproveitamento energético dos resíduos e temas correlatos.

A PNRS indica que as políticas de resíduos sólidos do Distrito Federal, dos estados e dos municípios deverão ser compatíveis com as diretrizes estabelecidas nessa Política. Nesse sentido foi apresentada, como exemplo, situação regulatória do Distrito Federal, do Estado de São Paulo, do Município de Goiânia (GO), da região metropolitana da Grande Vitória (ES) e da cidade de Campo Grande (MS).

O cumprimento da Lei n.º 12.305/2010 exige igualmente o atendimento a uma série de outras normas, quando da elaboração dos Planos de Resíduos Sólidos tanto em âmbito estadual como municipal. Nesse sentido, foi feito um levantamento, na esfera federal, onde se identificaram 142 normativos que abordam direta ou indiretamente a questão dos RSU.

Mais especificamente foi realizada a análise dos Marcos Regulatórios voltados para a recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos, considerando como fontes de energia aquelas decorrentes da incineração e queima do gás de aterro. Nesse sentido, foram apresentadas as Resoluções da Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel) pertinentes à implantação desses possíveis empreendimentos, como, por exemplo, geração distribuída, outorgas de concessão, leilões de energia etc.

Ainda sob o aspecto regulatório, foi analisada a Resolução da Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), que estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto destinado ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais.

Finalmente, apresentam-se as usinas brasileiras de geração de energia elétrica a partir de RSU, que se encontram atualmente em operação com uma breve descrição das características de três plantas. Sendo duas de captura de metano (Aterro Bandeirante e Aterro São João - SP), e a outra de recuperação de energia por meio de incineração (Usina Verde - RJ).

2. SITUAÇÃO ATUAL E AS PERSPECTIVAS DE GERAÇÃO DE ENERGIA POR RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DOS RSU

De acordo com o Boletim de Informações Gerenciais publicado pela Aneel correspondente ao primeiro trimestre de 2019, a capacidade instalada total do Brasil era de cerca de 164.747 MW gerada em 7.420 empreendimentos, de acordo com a seguinte distribuição entre as diferentes fontes de energia (Figura 1).

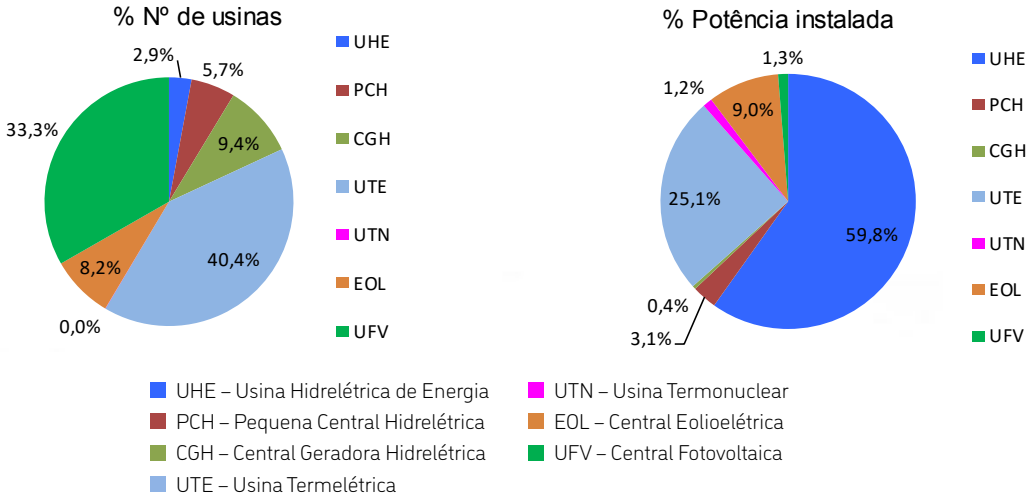


Figura 1. Percentagem de número de usinas e percentagem de potência instalada por fonte de geração

As usinas termelétricas contribuem com cerca de 41.233 MW (25,1%) em 3.000 (40,4%) empreendimentos, utilizando diversos tipos de combustíveis, conforme apresentados nos gráficos a seguir, com a indicação do número de usinas e potência instalada em kW.

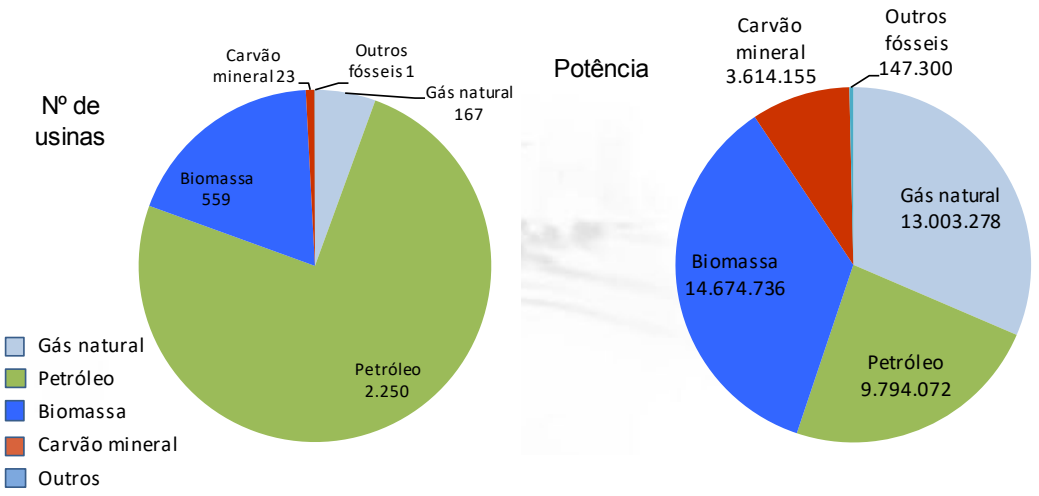


Figura 2. Usinas termelétricas – Tipos de combustíveis

A geração de energia elétrica a partir de RSU é feita primordialmente por meio da utilização de biogás de aterros sanitários que, juntamente com resíduos derivados de estações de tratamento de esgotos, são classificados pela Aneel como resíduos urbanos. E este montante está inserido na fonte Biomassa.

Nesse cenário, a capacidade total instalada de usinas térmicas à biomassa é de cerca de 14.674 MW (8,9% do total instalado), dos quais a geração proveniente dos RSU é de somente 129 MW (0,08 % do total instalado) em 22 plantas.

Pode-se assim notar que a geração de energia a partir do RSU é bastante inferior às outras fontes e que, certamente, seria interessante analisar a possibilidade de formular novas políticas públicas ou mesmo incentivos, no sentido de alavancar este tipo de geração.

Com relação a perspetivas futuras, a EPE (2014) [2] [3] indica que os cálculos realizados para determinar o aproveitamento energético dos RSU apresentam premissas frágeis, tendo em vista a inexistência de série histórica sobre a produção dos RSU no país e a falta de dados sobre a análise gravimétrica do lixo produzido por núcleos populacionais de diferentes condições sociais, de forma que se pudesse analisar o potencial energético específico dos resíduos de cada um dos grupos. Mesmo com estas incertezas, a EPE estimou o seguinte potencial de energia elétrica:

- **Gás do lixo** – 311 MW;
- **Incineração** – 3.176 MW;
- **Digestão Anaeróbica Acelerada** – 868 MW.

As notas técnicas e outros documentos elaborados como subsídios para a elaboração do Plano Nacional de Energia 2050 (PNE 2050) foram publicados pela EPE em 2018, dentre os quais se pode citar a Nota Técnica n.º PR 04/2018, "Potencial dos Recursos Energéticos no Horizonte 2050." [4]. Esta Nota Técnica tem como objetivo apresentar análise técnica, econômica e socioambiental com relação às fontes energéticas disponíveis no Brasil até 2050. Para este estudo, foram considerados os seguintes recursos energéticos:

- Biomassa: agropecuária, agroindustrial e urbana;
- Petróleo: *on shore* e *off shore*;
- Gás Natural: *on shore* e *off shore*;
- Eólico: *on shore* e *off shore*;
- Solar: *on shore* e *off shore*;
- Oceânico: marés e ondas;
- Urânio;
- Carvão; e
- Hídricos.

Além disso, foram ainda analisadas fontes não despacháveis, por meio da Geração Distribuída, sistemas de armazenamento e as usinas hidrelétricas reversíveis.

O capítulo 5 desta Nota Técnica n.º PR 04/2018 aborda a fonte Biomassa, onde se insere o aproveitamento energético dos RSU. Em relação a este tema específico, as principais constatações apresentadas foram:

> O uso da bioenergia em larga escala vem crescendo rapidamente, movimentando os mercados locais e internacionais de biomassa. Por este motivo, entender quais são os recursos de biomassa no Brasil, não somente serve para manter a renovabilidade da matriz energética brasileira, mas também para poder desenvolver um mercado internacional de bioenergia e bioprodutos.

> As Políticas Nacionais de Resíduos Sólidos e de Saneamento Básico determinam que o tratamento do resíduo deve ser adequado e, havendo viabilidade técnica, econômica e ambiental em seu aproveitamento, isto deve ser realizado. Como o principal componente dos resíduos é a fração orgânica, este aproveitamento caracteriza-se como bioenergia. A produção dos Resíduos Sólidos Urbanos é fortemente correlacionada com o tamanho da população e com a renda per capita. Adicionalmente, a composição desse resíduo é bastante variável e depende de diversos fatores, dentre eles: nível socioeconômico, fatores culturais, geográficos etc. As projeções da produção de Resíduos Sólidos Urbanos foram calculadas correlacionando as expectativas de PIB e população até 2050, conforme resultados apresentados na tabela a seguir.

Tabela 1. Projeção da produção total e *per capita* dos Resíduos Sólidos Urbanos

Ano	Produção de RSU 1.000t	Produção diária *per capita* kg/hab.dia
2015	75.579	1,01
2020	82.188	1,06
2025	88.188	1,11
2030	94.347	1,16
2035	100.019	1,21
2040	105.264	1,26
2045	109.933	1,32
2050	113.940	1,38

Fonte: EPE

O desenvolvimento das cadeias energéticas baseadas na biomassa pode aumentar significativamente a oferta de energia renovável, mediante diversos energéticos, tais como biogás, biometano e lenha para geração elétrica. Além disso, como a maior parte do potencial reside em dois grandes grupos, a indústria sucroalcooleira e a biomassa residual, o desenvolvimento desse potencial apresenta vantagens competitivas interessantes. No caso da indústria sucroalcooleira, a principal vantagem são os parques produtores e mercados já instalados. No caso da biomassa residual, a vantagem está no aumento da produtividade econômica, uma vez que há geração de valor a partir dos resíduos, bem como a mitigação de impactos ambientais locais e regionais. A tabela a seguir mostra a produção de biomassa que pode ser utilizada para fins energéticos em 2015 e 2050, em milhões tep[1].

Tabela 2. Produção de biomassa que pode ser utilizada para fins energéticos em 2015 e 2050, em milhões tep

Produção Biomassa para Fins Energéticos - (milhões tep)	2015	2050
Resíduos Agrícolas	48	165
Palhas e Pontas da Cana	37	95
Biomassa Florestal Convencional	38	68
Caldo para Etanol	17	56
Manejo Florestal Sustentável	–	32
Resíduos da Pecuária	14	28
Gorduras para Biodiesel	17	27
RSU - Biodigestão da fração orgânica	2	1,7
RLU - Esgoto	0,5	0,8
Total	**205**	**530**

Fonte: EPE

A questão que se coloca neste momento, diante da potencialidade apresentada, é identificar e analisar os Marcos Regulatórios pertinentes ao tema, de modo a verificar se estes podem atuar no sentido de garantir a efetividade da recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos.

3. POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

No contexto desse tema, o principal Marco Regulatório brasileiro certamente é a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que foi instituída pela Lei n.º 12.305 de 2 de agosto de 2010 e regulamentada pelo Decreto n.º 7.404 de 23 de dezembro de 2010. [5]

Deve-se citar que foram submetidos ao Congresso Nacional os seguintes Projetos de Lei (PL), que alteram a PNRS. Mas até novembro de 2020, estes dois Projetos de Lei ainda se encontravam em apreciação pelo Plenário da Câmara dos Deputados.

1 **tep –** tonelada equivalente de petróleo. Unidade de energia utilizada na comparação do poder calorífico de diferentes formas de energia com o petróleo. Uma tep corresponde à energia que se pode obter a partir de uma tonelada de petróleo padrão. (1 MWh = 0,22 tep para 39% de eficiência para conversão).

- PL 3062/2019 – Altera a Lei n.º 12.305/2010 (artigos 19, 42 e 44) para fomentar a recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos.
- PL 513/2020 – Altera a Lei n.º 12.305/2010 (artigos 3, 9, 19, 42 e 44) e dispõe sobre o incentivo a empresas de recuperação energética a partir de fontes alternativas.

Como curiosidade, esta Lei começou a ser debatida em 1989, quando o Governo Federal foi pressionado pelas prefeituras e entidades não governamentais que demandavam uma política nacional para a questão do lixo. Entretanto, a efetiva formatação da Lei somente começou a ser pensada em 1992 após a realização, no Rio de Janeiro, da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente. Embora com atraso de 20 anos, a Lei acabou contemplando textos semelhantes das legislações correlatas de países desenvolvidos como Alemanha e Canadá.

Essa Lei dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos (incluindo os considerados perigosos), às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis.

Nesse sentido, essa Política reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotadas pelo Governo Federal, isoladamente ou em regime de cooperação com os estados, Distrito Federal, municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequados dos Resíduos Sólidos (RS).

Com relação aos aspectos do aproveitamento energético dos resíduos, a PNRS apresenta os seguintes artigos correlatos:

Art. 3º – Definições:

> VII – destinação final ambientalmente adequada: destinação que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama), do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS) e do Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária (Suasa), entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Art. 6º – Princípios da PNRS:

> VIII – o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor da cidadania.

Art. 7º – Objetivos da PNRS:

> IV – adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais;
> XIV – incentivo ao desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltados para a melhoria dos processos produtivos e ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluindo a recuperação e o aproveitamento energético.

Art. 8º – Instrumentos da PNRS:

VI – a cooperação técnica e financeira entre os setores público e privado para o desenvolvimento de pesquisas de novos produtos, métodos, processos e tecnologias de gestão, reciclagem, utilização, tratamento de resíduos e disposição final ambientalmente adequada de rejeitos;
VII – a pesquisa científica e tecnológica.

Art. 9º. Disposições Preliminares:

Na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.
§1º Poderão ser utilizadas tecnologias visando à recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos, desde que tenha sido comprovada a sua viabilidade técnica e ambiental e com implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovados pelo órgão ambiental.

Nota dos autores – Fica claro que só poderão ser utilizadas tecnologias para a recuperação energética quando comprovada a sua viabilidade técnica e ambiental. No entanto, julga-se que a utilização dos RSU para a geração de energia necessita de uma regulamentação específica e mais detalhada sobre a qualidade final do biogás.

Art.15. Do Plano Nacional de Resíduos Sólidos:

A União elaborará, sob a coordenação do Ministério do Meio Ambiente, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, com vigência por prazo indeterminado e horizonte de vinte anos, a ser atualizado a cada quatro anos, tendo como conteúdo mínimo:
IV – metas para o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final dos RSU.

Art. 36. Da Responsabilidade Compartilhada:

No âmbito da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, esta cabe ao titular dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de RSU, observado, se houver, o plano municipal de gestão integrada de RSU.
IV – implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido.

Art. 42. Dos Instrumentos Econômicos:

O poder público poderá instituir medidas indutoras e linhas de financiamento para atender, prioritariamente, às iniciativas de:
VII – desenvolvimento de pesquisas voltadas para tecnologias limpas aplicáveis aos resíduos sólidos.

Art. 54. Disposições Transitórias e Finais:

A disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, observado o disposto no parágrafo 1º do artigo 9º, deverá ser implantada em até quatro anos após a data de publicação desta Lei, que ocorreu em 2 de agosto de 2010.

Nota dos autores – Este artigo determinava que todos os lixões deveriam ser eliminados e recuperados até o prazo máximo de 2 de agosto de 2014. Porém, com término deste prazo, esta determinação não foi cumprida e, neste sentido, o PL n.º 2289/2015 prorrogou o prazo para as seguintes datas:

- 2019 – Capitais e regiões metropolitanas, além de municípios com mais de 100 mil habitantes;
- 2020 – Municípios com população entre 50 e 100 mil habitantes; e
- 2021 – Municípios de até 50 mil habitantes.

Entretanto, a Lei n.º 14.026 de 15 de julho de 2020, que atualiza o marco legal do saneamento básico, estabeleceu novos prazos, conforme o artigo a seguir;

Art. 54. A disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos deverá ser implantada até 31 de dezembro de 2020, exceto para os Municípios que até essa data tenham elaborado plano intermunicipal de resíduos sólidos ou plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos e que disponham de mecanismos de cobrança que garantam sua sustentabilidade econômico-financeira, nos termos do art. 29 da Lei n.º 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para os quais ficam definidos os seguintes prazos:
I – até 2 de agosto de 2021, para capitais de Estados e Municípios integrantes de Região Metropolitana (RM) ou de Região Integrada de Desenvolvimento (Ride) de capitais;
II – até 2 de agosto de 2022, para Municípios com população superior a 100.000 (cem mil) habitantes no Censo 2010, bem como para Municípios cuja mancha urbana da sede municipal esteja situada a menos de 20 (vinte) quilômetros da fronteira com países limítrofes;
III – até 2 de agosto de 2023, para Municípios com população entre 50.000 (cinquenta mil) e 100.000 (cem mil) habitantes no Censo 2010; e
IV – até 2 de agosto de 2024, para Municípios com população inferior a 50.000 (cinquenta mil) habitantes no Censo 2010

3.1 Regulamentação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos

O Decreto n.º 7.404 de 23 de dezembro de 2010, que regulamenta a Lei n.º 12.305/2010 e cria o Comitê Interministerial de PNRS e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, apresenta adicionalmente os seguintes artigos:

> Título IV – Das Diretrizes Aplicáveis à Gestão e Gerenciamento dos Resíduos Sólidos.
>
> Art. 36. A utilização de resíduos sólidos nos processos de recuperação energética, incluindo o coprocessamento, obedecerá às normas estabelecidas pelos órgãos competentes.
> Art. 37. A recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos deverá ser disciplinada de forma específica em ato conjunto dos Ministérios do Meio Ambiente, de Minas e Energia e das Cidades.
> Parágrafo único. O disposto neste artigo não se aplica ao aproveitamento energético dos gases gerados na biodigestão e na decomposição da matéria orgânica dos RSU em aterros sanitários.

3.2 Disciplinamento da Recuperação Energética dos RSU

A recuperação energética dos RSU referidos no §1º do art. 9º da Lei nº 12.305 de 2010 e no art. 37 do Decreto n.º 7.404, de 23 de dezembro de 2010, apresentada acima, foi efetivamente disciplinada pela recente Portaria Interministerial n.º 274 de 30 de abril de 2019, pelos Ministros de Estado do Meio Ambiente, de Minas e Energia e do Desenvolvimento Regional [28], onde foram apresentados os seguintes artigos pertinentes ao tema em pauta.

> Art 2º – definição da Usina de Recuperação Energética de Resíduos Sólidos Urbanos – URE; qualquer unidade dedicada ao tratamento térmico de Resíduos Sólidos Urbanos com recuperação de energia térmica gerada pela combustão, com vistas à redução de volume e periculosidade, preferencialmente associada à geração de energia térmica ou elétrica.
> Art 3º – A recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos constituiu uma das formas de destinação final ambientalmente adequada passível de ser adotada, observadas as alternativas prioritárias de não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos.
> Art 4º – A recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos está condicionada à comprovação de sua viabilidade técnica, ambiental e econômico-financeira e a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental competente, nos termos da legislação em vigor.
> Art 5º – A recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos, quando destinados à geração de energia elétrica, deverá se dar conforme os marcos legais e regulatório ambientais e dos setores energético e de saneamento.
> Parágrafo único. Os resíduos passíveis de recuperação energética classificam-se como fonte alternativa de energia para todos os efeitos previstos na legislação.

> Art 7° – O disposto nesta Portaria Interministerial não se aplica ao aproveitamento energético dos gases gerados a partir de processos biológicos, tais como a biodigestão e a decomposição da matéria orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos em aterros sanitários.
> Art 8° – A localização, construção, instalação, ampliação, modificação e operação de URE dependerão de licenciamento pelo órgão ambiental competente conforme legislação em vigor.

Nota dos autores – Sobre este tema, deve-se mencionar que em 03 de maio de 2019 foi criada a Associação Brasileira de Recuperação Energética de Resíduos (ABREN), com os seguintes objetivos: promover o diálogo institucional nacional e internacional em todos os níveis governamentais; representar empresas autorizadas e fabricantes de equipamentos de recuperação energética; buscar a certificação deste empreendimento e todos aqueles que contribuem de alguma forma com a recuperação energética; promover eventos institucionais e acadêmicos; e buscar soluções regulatórias para a comercialização da energia gerada por tais usinas (*https://abren.org.br/*).

3.3 Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Planares

O art.15 do Plano Nacional de Resíduos Sólidos indica que: "A União elaborará, sob a coordenação do Ministério do Meio Ambiente (MMA), o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, com vigência por prazo indeterminado e horizonte de vinte anos, a ser atualizado a cada quatro anos".

Assim, o Planares deve ser estruturado conforme a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que dispõe sobre os instrumentos para avanços na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos no território nacional, e foi efetivamente elaborado e apresentado para discussão em seis audiências públicas realizadas em todas as regiões do país, no período de 14 de outubro de 2020 a 16 de novembro de 2020.

Entre os assuntos que compõem o plano estão: consumo consciente e descarte adequado, tipos de coleta, destinação final dos resíduos, reutilização, catadores e a recuperação dos materiais recicláveis, indústrias recicladoras, reciclagem de resíduos orgânicos, recuperação energética, combustível derivado de resíduos, rejeitos e sustentabilidade.

O Planares é resultado direto do programa Lixão Zero, eixo da Agenda Ambiental Urbana, implementada para melhorar os indicadores ambientais nas cidades. Esse trabalho subsidia os estados e municípios na gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), com foco na destinação final ambientalmente adequada. A proposta é que esses esforços sejam mensuráveis no Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR), em diferentes recortes geográficos.

O Plano propõe as seguintes metas:

- encerrar todos os lixões e aterros controlados existentes no Brasil até 2024. O país ainda possui cerca de três mil lixões;
- permitir acesso, até 2040, de 72,6% da população à coleta seletiva;
- permitir que, até 2040, 100% dos municípios brasileiros tenham alguma forma de cobrança pela prestação dos serviços de manejo de resíduos e 95% das cidades, que tenham serviços prestados por catadores, formalizem contratos com cooperativas e associações; e
- recuperar, até 2040, 45% das embalagens em geral colocadas no mercado por meio do sistema de logística reversa.

3.4 Avaliação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos

Em outubro de 2017, a Secretaria Federal de Controle Interno do Ministério da Transparência e Controladoria-Geral da União elaborou relatório com o objetivo de avaliar a atuação do Ministério do Meio Ambiente e do Ministério das Cidades no cumprimento da meta de eliminação dos lixões no âmbito da Política Nacional de Resíduos Sólidos. [6]

A questão central da auditoria foi o prazo de até quatro anos concedida pela Lei n.º 12.305/2010, em que os municípios teriam que realizar a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Esta auditoria analisou o relatório "Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2014" publicado em 2016 pela Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNA), apresentando as seguintes constatações:

- a quantidade de lixões e aterros controlados aumentou ao longo do período 2012-2014, indicando que os investimentos realizados até o momento não estão contribuindo para que os lixões sejam eliminados;
- em 2014 foram geradas cerca de 64,4 milhões de toneladas de resíduos domiciliares e públicos. Do total coletado, cerca de 52,4 % foram para aterros sanitários, 13,1% para aterros controlados, 12,3% para lixões, 3,9% para unidades de triagem e compostagem e 18,3% sem informações.

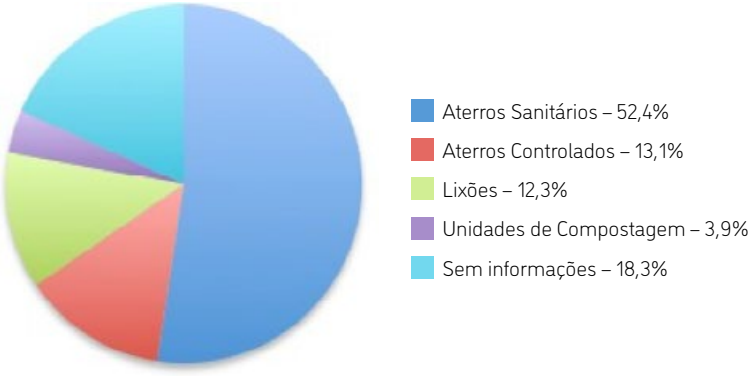


Figura 3. Deposição de resíduos – Ano de 2014

O Relatório de Auditoria conclui que ainda há um longo caminho a ser percorrido para o alcance da meta de eliminação dos lixões. E, nesse sentido, indica ser necessário que o PNRS seja priorizado no âmbito do Governo Federal e que haja um maior engajamento dos estados e municípios. Indica também que, embora o MMA possua alguns manuais relativos à PNRS, ainda carece de normas específicas acerca do encerramento dos lixões e aterros controlados, que possam orientar os gestores a respeito desse processo de forma sistemática e abrangente.

Outra avaliação da Lei foi realizada por Aurélio Bandeira Amaro que, nas conclusões de sua tese de doutorado de fevereiro de 2018 [7], apontou que "por fim, ao somarem-se todas as irregularidades/dificuldades inerentes à implantação da PNRS levantadas ao longo desta tese, pode-se concluir que, caso não ocorram mudanças de ordem político-institucionais, a Lei Federal n.º 13.305/2010 dificilmente será integralizada. Fica clara a necessidade de um empenho sociopolítico para pressionar o cumprimento da mesma".

Nesse contexto, pode-se inferir que a recuperação energética dos resíduos sólidos poderia se constituir numa estratégica complementar para as iniciativas que objetivam o fechamento dos aterros controlados e lixões.

Em [9], são apresentadas as diferenças existentes entre o lixão, aterro controlado e aterro sanitário, como indicado a seguir:

- **Lixão –** caracteriza-se pela desorganização e exposição do lixo (orgânico e inorgânico) em ambientes sem que haja adequação do solo, pois nestes locais os resíduos sólidos são depositados sem nenhum tipo de proteção, ficando em contato direto com o solo. Nestas condições, têm-se a geração de chorume e emissão de gases (Metano).

- **Aterros controlados –** são uma espécie de lixão melhorado e, segundo a NBR 8849/85, esse método de disposição de resíduos sólidos confina-os, cobrindo com uma camada de material inerte – manta de PVC ou grama - ao final de cada dia. Esta fase deve ser considerada como transitória para a solução mais adequada que é o aterro sanitário. Aqui ainda persistem os problemas de contaminação pelo chorume e a falta de extração e queima dos gases gerados.

- **Aterros sanitários –** são locais utilizados para disposição final dos RSU, onde são aplicados critérios de engenharia e normas operacionais especiais para confinar estes resíduos com segurança, do ponto de vista de controle da poluição ambiental e proteção à saúde pública. São implantados sistemas de impermeabilização de base e laterais, recobrimentos diários e cobertura final, coleta e drenagem e tratamento do chorume, coleta e tratamento dos gases e sistemas de monitoramento do solo, lençol freático e do ar.

4. MARCOS REGULATÓRIOS DO DISTRITO FEDERAL, DOS ESTADOS E MUNICÍPIOS

A Política Nacional de Resíduos Sólidos indica que as políticas de resíduos sólidos do Distrito Federal, dos estados e dos municípios deverão ser compatíveis com as diretrizes estabelecidas nessa Política, de acordo com os seguintes artigos.

Capítulo I – Disposições Preliminares

Art. 10. Incumbe ao Distrito Federal e aos municípios a gestão integrada dos resíduos sólidos gerados nos respectivos territórios, sem prejuízo das competências de controle e fiscalização dos órgãos federais e estaduais.
Art. 11. Incumbe aos estados a promoção da integração da organização, do planejamento e da execução das funções públicas de interesse comum relacionados à gestão dos resíduos sólidos nas regiões metropolitanas, aglomerações urbanas e microrregiões.

Capítulo II – Dos Planos de Resíduos Sólidos
Seção III – Dos Planos Estaduais de Resíduos Sólidos

Art.16. A elaboração do plano estadual de resíduos sólidos, nos termos previstos por esta Lei, é condição para que os estados tenham acesso aos recursos da União, ou por ela controlados, destinados a empreendimentos e serviços relacionados à gestão de resíduos sólidos, ou para serem beneficiados por incentivos ou financiamento de entidades federais de crédito ou fomento para tal finalidade.
Art.17. O Plano Estadual de Resíduos Sólidos será elaborado para vigência por prazo indeterminado, abrangendo todo o território do estado, com horizonte de atuação de vinte anos, e revisões a cada quatro anos, tendo como conteúdo mínimo:
IV – metas para o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final dos RS.

Em atendimento a essas premissas, diversos estados, municípios e o Distrito Federal elaboraram os seus planos, conforme exemplos a seguir:

4.1 Brasília – Distrito Federal

Desde 1989, o Distrito Federal vem apresentando leis sobre os diversos aspectos que envolvem a questão dos resíduos sólidos, como, por exemplo, coleta, transporte, reciclagem, reutilização, descarte, catadores, tratamento, destinação final, gestão, grandes geradores de RS etc. O Anexo 1 apresenta alguns destes Marcos Regulatórios. [8].

Deve-se citar a Lei Distrital n.º 5.418/2014, que edita a Política Distrital de Resíduos Sólidos, amparada pela PNRS, onde são descritos princípios, objetivos, instrumentos, procedimentos, normas e critérios referentes à geração, ao acondicionamento, ao armazenamento, à coleta, ao transporte, ao tratamento e à destinação final dos resíduos sólidos no território do Distrito Federal, visando ao controle da poluição e contaminação e minimização de seus impactos am-

bientais. Nessa Política, se aponta a necessidade de criação do Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.

Outro normativo importante é a Lei n.º 5.610/2016, regulamentada pelo Decreto Distrital n.º 37.568/2016, que define o grande gerador de RSU no Distrito Federal, como a instituição pública ou privada que gere mais de 120 litros/dia de resíduos indiferenciados. Por esta Lei, o grande gerador passa a ser responsável juridicamente por tudo aquilo que descarta, devendo, ele próprio, proceder ao gerenciamento ambientalmente adequado de seus resíduos sólidos. Para tanto, os comerciantes deverão arcar com os custos da coleta, armazenamento, transporte, transbordo, tratamento e destinação final de seu lixo, podendo celebrar contratos com o órgão distrital Serviços de Limpeza Urbana (SLU) e com empresas cadastradas pelo SLU ou ainda contratar serviço próprio.

No entanto, os resíduos recicláveis continuarão sendo coletados pelo SLU sem custo adicional, visando incentivar esses grandes geradores a participar da coleta seletiva. Com isso, a Lei incita, além da separação do lixo, a redução do quantitativo de resíduo gerado.

Nesse sentido, esta Lei pode igualmente se apresentar como uma oportunidade de negócio para os grandes geradores de resíduos sólidos, que poderiam, isoladamente ou por meio de consórcios, analisar as possibilidades técnicas e econômicas de transformar os resíduos sólidos, sob a sua responsabilidade, em geração de energia elétrica para consumo próprio ou venda no mercado livre.

Outra iniciativa importante, no Distrito Federal, foi a tomada pelas empresas CEB Geração S.A. e CEB Lajeado S.A na contratação da Universidade de Brasília (UnB) e a Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos (Finatec), para a execução do projeto do Programa Aneel de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D), intitulado Hibridização de Fontes de Geração de Energia Elétrica como Alternativa Tecnológica de Remediação Ambiental de Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos – Estudo de Caso: Aterro Controlado do Jockey Clube (Lixão da Estrutural – Brasília-DF).

O objetivo deste projeto é desenvolver um modelo inédito de remediação ambiental do aterro não controlado aplicado ao Lixão da Estrutural que foi recentemente encerrado, mas deixando uma área urbana totalmente degradada. Estrategicamente, a pesquisa visa criar um polo de aproveitamento energético dos resíduos sólidos ali depositados ao longo de décadas, mitigando os problemas ambientais da área urbana e utilizando o potencial energético inerente aos resíduos disponíveis. Dessa maneira, propõe-se uma planta de produção de eletricidade, que aproveita o metano do subsolo, combinado com a queima dos resíduos de forma segura (mineração do lixo e incineração por gaseificação). Integra-se também a disponibilização da área para energia solar.

4.2 Goiânia – Goiás

Paulino L. F. & Santos M.O (2018) [9] apresentam a situação do Município de Goiânia para atendimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

O Município de Goiânia aprovou a Lei Municipal n.º 9.498/2014, regulamentada pelo Decreto Municipal n.º 728 de 14 de março de 2016. Esta Lei dispõe sobre a cobrança de preço público decorrente da prestação de serviços de coleta, transporte e destinação final de resíduos sólidos produzidos por grandes geradores.

Outro ato sobre o tema é a Lei Municipal n.º 9.522/2014, regulamentada pelo Decreto Municipal n.º 1.789 de 15 de julho de 2015, que dispõe sobre a coleta, transporte e destinação final de resíduos de serviços de saúde.

Devendo-se ainda ressaltar que Goiânia conta com o programa de Coleta Seletiva instituída pelo Decreto Municipal n.º 754 de 28 de março de 2008.

Em suas considerações finais, os autores do trabalho indicam que "Goiânia, como o Brasil todo, ainda está dando os primeiros passos rumo à correta destinação final de resíduos sólidos, sendo necessário implantar novos projetos inovadores, investir em tecnologia e ter o pensamento no futuro para que o ideal seja alcançado".

4.3 Região Metropolitana da Grande Vitória – Espírito Santo

Galiza J.J.M. & Campos A.F. (2015) [10] analisam os aspectos relacionados ao tema biogás e RSU, com ênfase no arcabouço legal que envolve o setor no Brasil e no Espírito Santo. Este estudo considerou as regiões de Vila Velha, Serra, Cariacica e Vitória que integram a Região Metropolitana da Grande Vitória. Justifica a escolha destas regiões pelo fato de possuírem o maior potencial de biogás proveniente de RSU, de acordo com o Atlas de Bioenergia da Agência de Serviços Públicos de Energia do Espírito Santo (2013).

Neste informe foram apresentados os principais marcos regulatórios do Estado do Espírito Santo e dos municípios estudados, conforme tabelas a seguir:

Tabela 3. Legislação estadual e municipal Grande Vitória – Espírito Santo

Legislação estadual	Fundamentação
Lei n.º 9.264/2009	Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos.
Lei n.º 9.531/2010	Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas – PEMC, contendo seus objetivos, princípios e instrumentos de aplicação.
Decreto n.º 3453– R/2013	Dispõe sobre a política estadual de incentivo às energias renováveis: eólica, solar e da biomassa e outras fontes renováveis.

Município	Arcabouço	Fundamentação
Vitória	Lei n.º 6.705/2006	Institui o Plano Diretor Urbano do Município de Vitória.
Vila Velha	Lei n.º 4.575/2007	Institui o Plano Diretor Municipal.
Serra	Lei n.º 1.522/1991	Dispõe sobre a criação do código de postura do município e a execução regular de polícia administrativa.
Cariacica	Lei n.º 018/2007	Lei Complementar que institui o Plano Diretor Municipal.

Concluindo, os autores indicam que, diante do contexto legal de que dispõe o Estado do Espírito Santo, que favorece o incentivo às atividades de recuperação do biogás e a gestão dos resíduos, questiona-se o motivo de a região ainda não ter uma usina que utilize os RSU para fins energéticos. Notando, entretanto, que, no Brasil, tanto a legislação aplicada aos RSU quanto a que regula o seu uso para geração de energia são recentes e ainda estão em processo de melhoria. Por esse motivo, a discussão sobre a influência de aspectos regulatórios da comercialização do biogás de resíduos é atual e ainda carece de pesquisas mais aprofundadas sobre o assunto.

4.4 Estado de São Paulo

No Estado de São Paulo, o conjunto de normativos que disciplinam e regulamentam a gestão dos RSU é formado pela Lei n.º 12.300 de 16 de março de 2006 e o Decreto n.º 54.645 de 5 de agosto de 2009. Nestes instrumentos, são abordados os temas, padrões ambientais, princípios, integração de catadores, instrumentos de planejamento e instrumentos econômicos. O tratamento térmico com aproveitamento energético do RSU avançou no estado com a publicação da Resolução SMA n.º 79 de 4 de novembro de 2009, que estabelece diretrizes e condições para operação e licenciamento desta atividade em usinas de recuperação de energia.

Negri J.C. (2013) [11] indica que, no tocante ao modelo de negócio de geração de energia, existem duas possibilidades: a produção independente de energia (PIE) e a autoprodução de energia (APE). Na PIE, há cessão do RSU pelo município à empresa estatal, a qual pode formar uma estrutura de Parceria Pública Privada (PPP) e uma Sociedade de Propósito Específico (SPE), para implantar e operar a planta, bem como negociar a energia no mercado, no Ambiente de Contratação Regulada (ACR) e/ou no Ambiente de Contratação Livre (ACL). Na APE, não há cessão do RSU, e o município contrata o serviço de beneficiamento industrial, cedendo o RSU e recebendo a energia elétrica. A energia elétrica gerada é utilizada pelo próprio município, por exemplo, para suprir a demanda da iluminação pública.

4.5 Cidade de Campo Grande – Relatório EPE

Em junho de 2007, a EPE e a Prefeitura Municipal de Campo Grande (MS) firmaram acordo para intercâmbio e cooperação técnica com o objetivo de avaliar o potencial de aproveitamento energético do RSU do município. Na época, o Município de Campo Grande tinha uma população de cerca de 750 mil habitantes e produzia uma quantidade de RSU de 180 mil toneladas por ano (cerca de 500 toneladas diárias).

Este estudo intitulado Avaliação Preliminar do Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande (MS) [12] pode ser considerado como um modelo para estudos semelhantes voltados para situações de outros municípios. Basicamente foram abordados os seguintes temas:

- o aproveitamento energético de RSU como parte de uma estratégia de defesa ambiental;
- geração de energia elétrica a partir de RSU;
- reciclagem de RSU;
- RSU em Campo Grande;
- caracterização da pesquisa realizada;
- resultado da pesquisa;
- análise dos resultados; e
- potencial energético do RSU de Campo Grande.

As conclusões e recomendações deste estudo são bastantes específicas para as condições locais existentes no ano de 2007. Mesmo assim, é pertinente para a situação atual citar a seguinte constatação dos autores: "O aproveitamento energético do lixo não deve ser considerado como um projeto finalístico, isto é, como um projeto convencional de geração de energia, em que se busca maximizar o retorno econômico e financeiro do investidor. Aqui, o benefício principal é de outra natureza, e está relacionado a questões socio ambientais. O aproveitamento energético do lixo deve ser visto apenas como mais um elemento que poderá, sim, contribuir para o enfrentamento de um impacto ambiental importante gerado pela ação do homem. É nessa dimensão que deve ser analisado".

5. MARCOS REGULATÓRIOS GERAIS

O cumprimento da Lei n.º 12.305/2010 que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos exige igualmente o atendimento a uma série de outras normas, quando da elaboração dos Planos de Resíduos Sólidos tanto em âmbito estadual como municipal. O Anexo 2 apresenta este levantamento somente na esfera federal, onde se identificaram 142 normativos que abordam direta ou indiretamente a questão dos RSU: [13]

- 10 Leis Federais;
- 16 Decretos Federais;
- 33 Resoluções: Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (Conmetro), Agência Nacional de Transportes Aquaviários (Antaq), Ministério das Cidades;
- 10 Deliberações: Comitê Orientador para a Implantação de Sistemas de Logística Reversa (Cori);
- 14 Instruções Normativas: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (Ibama), Ministério de Planejamento, Organização e Gestão (MPOG);
- 21 Portarias: Ibama, Ministério do Meio Ambiente (MMA), Ministério de Minas e Energia (MME), Ministério do Desenvolvimento Social (MDS), Conama, Fundação Nacional da Saúde (Funasa), Ministério das Cidades, Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro);
- 38 Normas Técnicas: Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Estes marcos regulatórios dispõem sobre diversos assuntos, como, por exemplo, meio ambiente, saneamento básico, poluição, resíduos perigosos, logística reversa, reciclagem, incineração, licenciamento ambiental de aterro sanitário, avaliação de ciclo de vida, coleta e destinação final de óleo lubrificante usado ou contaminado, coleta e destinação final de pneus inservíveis, destinação final de pilhas e baterias, catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) por sua vez estabelece normativos sobre temas envolvendo as diversas etapas da rota dos resíduos sólidos desde a sua geração até a destinação final, a exemplo de gerenciamento, aterros, armazenamento e incineração de resíduos perigosos, resíduos de construção civil e resíduos volumosos, manufatura reversa, resíduos químicos, resíduos de serviços de saúde.

5.1 Indicadores dos Marcos Regulatórios Gerais

Marrroti, A.C.B (2018), em sua dissertação, apresenta os seguintes indicadores relativos aos normativos legais publicados até o ano de 2017. [14]

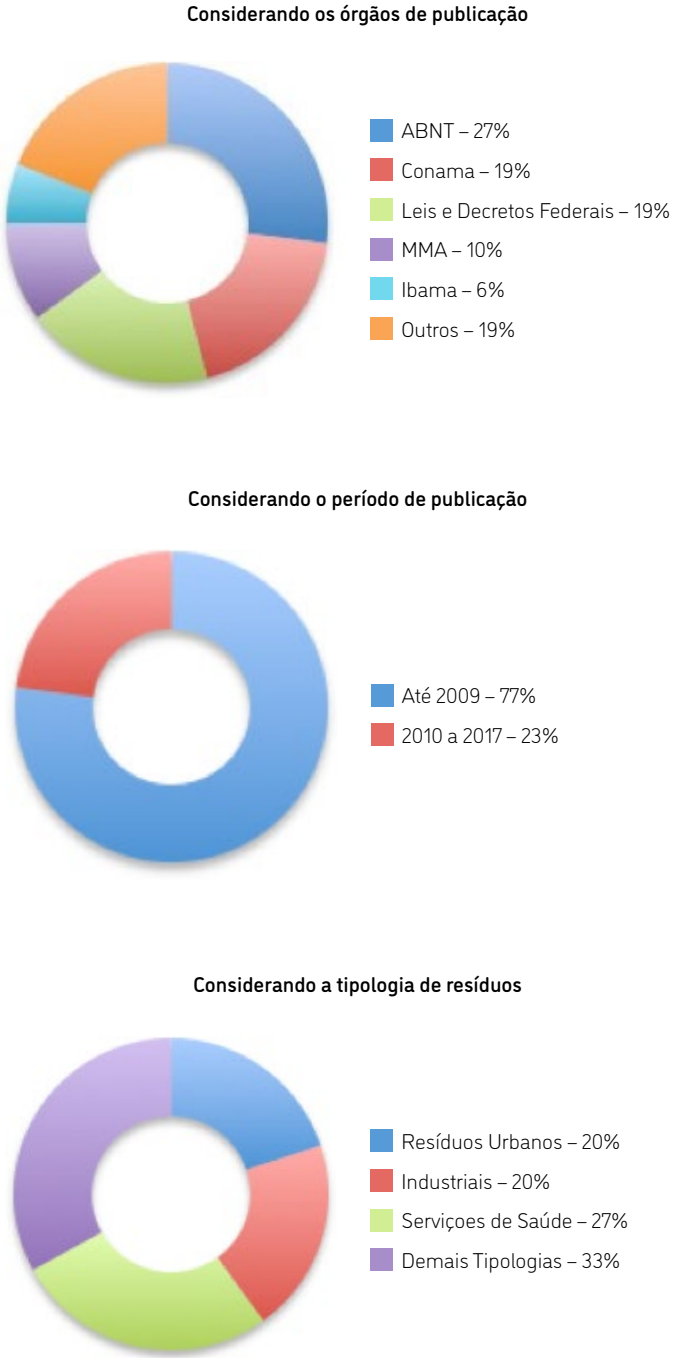


Figura 4. Indicadores dos Marcos Regulatórios

Pode-se notar que a grande maioria dos Marcos Regulatórios já existia anteriormente à publicação da PNRS em 2010.

Da concentração de normativos e resoluções em resíduos de saúde e industriais, pode-se inferir que isto se deve à priorização de investimentos em gerenciamento a resíduos que oferecem periculosidade.

5.2 Lei n.º 14.026 de 15 de Julho de 2020 – Marco Saneamento Básico

Dentre os Marcos Regulatórios gerais, deve-se citar a Lei n.º 14.026 recentemente publicada em 15 de julho de 2020, que atualiza o marco legal do saneamento básico e trata dos prazos para a definição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

É importante indicar que esta Lei legisla sobre alguns aspectos relacionados à limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos e, portanto, a sua aplicação deve ser acompanhada.

Outro aspecto interessante da Lei é a obrigatoriedade para que todos os municípios celebrem contratos de concessão pelo prazo de 30 anos, para a prestação dos serviços de saneamento básico, mediante Parcerias Público-Privadas (PPPs) decorrentes de processo licitatório. A Lei induz à formação de consórcios regionais para redução de custos dos serviços de saneamento e traz a possibilidade de cobrança dos custos de coleta, tratamento e destinação final de resíduos por meio de taxas incorporadas na conta de água dos consumidores. Tais práticas podem ser igualmente utilizadas para a implantação de Usinas de Recuperação Energética dos Resíduos Sólidos Urbanos.

6. RESOLUÇÕES DA AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL)

Tendo como objetivo primordial a identificação e análise dos Marcos Regulatórios voltados para a recuperação energética dos Resíduos Sólidos Urbanos, foram inicialmente pesquisados os marcos voltados mais diretamente para os RSU. Cabe, neste momento, a análise dos marcos voltados para a geração de energia elétrica, considerando como fontes de energia aquelas decorrentes do RSU, como incineração e queima do gás de aterro.

Igualmente buscaram-se as possíveis normas que contemplem as possibilidades de hibridização com outras fontes de energia solar, fotovoltaica e heliotérmica a ser instalada na área degradada dos aterros controlados e lixões. Nesse sentido, se apresentam a seguir as resoluções da Aneel que podem ser utilizadas na implantação dos empreendimentos indicados:

6.1 Geração Distribuída

Uma central geradora pode ser classificada como minigeração distribuída, se a potência instalada for superior a 75 kW e menor ou igual a 5 MW, e que utilize cogeração qualificada conforme regulamentação da Aneel, ou fontes renováveis de energia elétrica, conectada na rede de distribuição por meio de instalações de unidades consumidoras. [15]

Nessa qualificação, o empreendedor poderá participar do sistema de compensação de energia elétrica, sistema no qual a energia ativa injetada é cedida, por meio de empréstimo gratuito à distribuidora local e posteriormente compensada com o consumo de energia elétrica ativa.

Dependendo do arranjo comercial a ser realizado entre o empreendedor, proprietário da área do aterro e da distribuidora local, no contexto dos normativos da geração distribuída, se poderá escolher a alternativa mais adequada para a comercialização da energia, dentre aquelas apontadas pela Resolução ANEEL n.º 482/2012, por exemplo, empreendimento com múltiplas unidades consumidoras, geração compartilhada ou autoconsumo remoto.

6.2 Redução de Tarifas de Uso dos Sistemas de Transmissão e Distribuição

A Resolução ANEEL n.º 77/2004 [16] estabelece os procedimentos vinculados à redução das tarifas de uso de sistema de transmissão (TUST) e de distribuição (TUSD), estipulando os níveis de redução, incidindo na produção e no consumo da energia comercializada ou destinada à autoprodução. Foram os seguintes os níveis de redução para os empreendimentos com base em fonte solar, eólica, biomassa ou cogeração qualificada, conforme regulamentação da Aneel:

a. redução de 50% para os casos em que a potência injetada nos sistemas de transmissão seja igual ou inferior a 30 MW;
b. redução de 50% para os casos em que a potência injetada nos sistemas de transmissão seja superior a 30 MW e igual ou inferior a 300 MW e que sejam vencedores de leilão de energia nova realizado a partir de 1º de janeiro de 2016 ou que tenham sido autorizados até 1º de janeiro de 2016; e
c. redução de 100 % para as plantas que utilizem com o insumo energético, no mínimo, 50% de biomassa composto de Resíduos Sólidos Urbanos e/ou biogás de aterro sanitário ou biodigestores de resíduos vegetais ou animais, assim como lodos de estações de tratamento de esgoto.

Definições:

- **Cogeração –** processo operado numa instalação específica para fins da produção combinada das utilidades calor e energia mecânica, esta geralmente convertida total ou parcialmente em energia elétrica, a partir da energia disponibilizada por uma fonte primária; e
- **Cogeração qualificada –** atributo concedido a cogeradores que atendem aos requisitos definidos na Resolução Normativa n.º 235 de 14 de novembro de 2006 [17], segundo aspectos de racionalidade energética, para fins de participação nas políticas de incentivo à cogeração.

6.3 Outorgas de Concessão

As outorgas de autorização ou registro das plantas de energia a serem implantadas na área de aterro seguem os ritos legais estabelecidos nas resoluções da Aneel, especificamente a Resolução Normativa ANEEL n.º 390 de 15 de dezembro de 2009. [18]

Como exemplo, pode-se citar a Resolução Autorizativa ANEEL n.º 7.098 de 26 de junho de 2018 [19], que autoriza, sob o regime de produção independente de energia elétrica, a exploração de uma usina termelétrica de potência instalada de 11.408 kW utilizando o biogás de Resíduos Sólidos Urbanos como combustível principal. Esta Resolução estabelece a redução de 100% a ser aplicada nas tarifas TUSD e TUST.

7. RESOLUÇÃO DA AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP)

Com relação ao uso do biogás, é necessário citar a Resolução da ANP n.º 685 de 29 de junho de 2017 [21], que estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto destinado ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional. Esta Resolução apresenta as seguintes definições (art. 2º):

- **Biogás –** gás bruto obtido da decomposição biológica de resíduos orgânicos; e
- **Biometano –** gás constituído essencialmente de metano, derivado da purificação do Biogás.

E nesse contexto indica que: "É vedada a comercialização de Biometano oriundo de aterros sanitários e estações de tratamento de esgoto para uso veicular, uso residencial e comercial, bem como sua mistura com o gás natural, que não atenda à especificação estabelecida em anexo a esta Resolução (art. 3º.).

Entretanto, deve ser enfatizado o parágrafo 2º do art. 1º desta Resolução, que expressamente indica que "Fica dispensado do atendimento à especificação e às obrigações quanto ao controle da qualidade o produtor de biometano de aterros sanitários e estações de tratamento de esgoto que comercializar o produto exclusivamente para fins de geração de energia elétrica". Ficando assim caracterizado que, no uso do biogás ou biometano para a geração de energia elétrica, deve-se somente atentar para as resoluções pertinentes da Aneel.

8. LEILÕES DE ENERGIA

Os empreendimentos de geração de energia na área desativada do aterro sanitário podem se credenciar, se houver interesse, para participar das diversas modalidades de leilões de energia patrocinados pelo Ministério de Minas e Energia (MME), regulamentados pela Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel), com os devidos procedimentos operacionais estabelecidos pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE).

Cada fonte de energia é tratada diferentemente. Assim, a fonte de energia solar fotovoltaica, heliotérmica e eólica devem atender especificamente aos requisitos próprios estabelecidos na oportunidade da chamada de cada leilão.

São enquadrados como empreendimentos termelétricos a biomassa, os empreendimentos de geração que utilizem como combustível principal biomassa composta de Resíduos Sólidos Urbanos e/ou biogás de aterro sanitário ou biodigestores de resíduos vegetais ou animais, assim como lodos de estações de tratamento de esgoto.

A Nota Técnica EPE-DEE-RE-063/2018 [20] apresenta as instruções para solicitação de cadastramento e qualificação técnica com vistas à participação nos leilões de energia existente A-1 e A-2 de 2018 para empreendimentos termelétricos, onde são apontados os seguintes requisitos para: incineração de RSU, gás de aterro e biogás de biodigestão.

8.1 Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos

Para empreendimentos que utilizarem Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) como fonte de energia, os dados históricos dos resíduos a serem utilizados na incineração, sua sazonalidade e origem, deverão ser apresentados em base mensal, contemplando um período mínimo de um ano. Além disso, deverão ser descritos os processos de pré-tratamento dos resíduos, caso ocorram.

O relatório técnico deverá especificar os montantes utilizados para consumo da termelétrica e estoque, bem como as propriedades físico-químicas de interesse do combustível, incluindo composição gravimétrica, densidade, teor de umidade e poder calorífico inferior, em condição iminente à queima na caldeira. Solicita-se, caso disponível, a apresentação dos resultados de ensaios laboratoriais dos resíduos considerados no projeto. Adicionalmente, deverão ser apresentados os seguintes documentos:

- contrato de concessão ou equivalente para gerenciamento dos resíduos sólidos, celebrado com a autoridade pública competente, com vigência não inferior ao prazo do contrato de suprimento de energia elétrica; e
- autorização do poder público ao agente responsável pelo manejo dos resíduos sólidos, para obtenção de receita alternativa, complementar, acessória ou de projeto associado, sem ônus à prestação do serviço de gerenciamento dos resíduos.

8.2 Gás de Aterro

Para empreendimentos que utilizem gás oriundo de aterro sanitário, o relatório técnico deverá atender às especificações referentes a Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Adicionalmente, deverão ser apresentadas a curva de previsão de produção e recuperação de biogás, indicando o modelo e premissas adotados (observando o período necessário para geração de biogás suficiente à operação contínua da termelétrica à capacidade máxima, durante a vigência do contrato de suprimento de energia elétrica), as propriedades físico-químicas do biogás gerado (densidade, poder calorífico inferior, teor de umidade, teor de enxofre e outros que se julgar necessários) e a capacidade de armazenamento da planta, quando cabível. A quantidade de biogás disponível para produção de energia deverá ser indicada por meio da taxa de produção de biogás e de sua produção anual.

Deverão ser especificadas, ainda, as etapas do gerenciamento dos resíduos no local: dimensão e volume de resíduos por células, manejo, tipo de material de cobertura, dinâmica da geração do biogás, tipo de sistema de coleta e de recirculação de chorume, tipo de sistema de coleta do gás, previsão de geração de gás por célula e a vida útil destas, bem como a previsão de geração de gás do aterro durante todo o período de suprimento de energia elétrica.

8.3 Biogás de Biodigestão

A disponibilidade do biogás proveniente de biodigestão de resíduos de origem vegetal ou animal, bem como lodos de estação de tratamento de esgoto, deverá ser comprovada tanto por meio da demonstração dos processos utilizados na transformação da matéria-prima em biogás quanto por meio da obtenção da matéria-prima.

Assim, deverão ser especificados os critérios utilizados para a escolha da biomassa (ou conjunto de biomassas) e sua origem. No caso de biomassa originária de culturas, o relatório técnico deverá conter os dados de planejamento da produção, incluindo as fases de plantio e colheita, a produção de biomassa a cada colheita, a produção anual de biomassa (em toneladas/ano), disponibilidade e dimensionamento de estoque para a biodigestão. Para outros casos (como, por exemplo, lodo de estação de tratamento), o relatório deverá indicar a capacidade de produção, disponibilidade e estoque de resíduo. Eventuais etapas de pré-processamento ou processos para conservação da biomassa deverão ser apresentadas detalhadamente.

Em relação à planta de biodigestão, deverá ser apresentado um projeto com todos os equipamentos e componentes, bem como memória de cálculo do dimensionamento dessas estruturas ou catálogo do fabricante (caso houver), de forma a atender à produção de biogás e consequente operação contínua da termelétrica à capacidade máxima.

Deverão ser especificadas as características do processo de biodigestão e produção do biogás, incluindo o tempo de resposta da planta após alimentação, o tempo de retenção do resíduo no biodigestor, a taxa de produção de biogás, o tratamento do resíduo após o processo de digestão e a capacidade de armazenamento do biogás, caso houver.

Também devem ser especificadas as características físico-químicas do biogás, como densidade, poder calorífico inferior, taxa ou disponibilidade de biogás para a geração de energia (em kg/s) e produção anual de biogás (em toneladas/ano).

8.4 Exemplos de Leilões

Como exemplo de leilões realizados considerando estes requisitos, podem-se citar os seguintes:

- 28º Leilão proveniente de novos empreendimentos de geração (Leilão A-6). Leilão 003/2018 realizado em 31 de agosto de 2018 [22]. Com o objetivo de contratação de energia elétrica proveniente de novos empreendimentos de geração de energia elétrica de fontes hidrelétricas, eólica e termelétrica (a biomassa, a carvão e a gás natural) com início de suprimento em 1 de janeiro de 2024. Como resultado final, na fonte termelétrica somente foram vendidos empreendimentos das fontes gás natural e bagaço de cana; e

- 27° Leilão proveniente de novos empreendimentos de geração (Leilão A-4). Leilão 001/2018 realizado em 4 de abril de 2018. Com o objetivo de contratação de energia elétrica proveniente de novos empreendimentos de geração de energia elétrica de fontes hidrelétricas, eólica e termelétrica à biomassa. Como resultado final, na fonte termelétrica somente foram vendidos empreendimentos da fonte bagaço de cana.

É interessante ressaltar que os leilões de energia realizados até o momento não contemplam sistemas hídricos de geração, e neste sentido tratam diferentemente cada fonte de geração. Entretanto, esta nova modalidade está sendo analisada pelos órgãos governamentais, pois podem apresentar benefícios técnicos e econômicos.

A realização de leilões específicos para usinas associadas/híbridas pressupõe a formatação de uma sistemática com a configuração de um produto ajustado para esse tipo de projeto, bem como a escolha de um preço teto que viabilize o investimento.

A possibilidade de adicionar fontes renováveis ou outros combustíveis a centrais geradoras em localidades isoladas já consta dos editais de leilões em sistemas isolados, com a reversão de 30% da redução do custo variável para a diminuição do preço contratado no Leilão n.°01/2019 – Aneel – Suprimento à Boa Vista e Localidades Conectadas.

Este Leilão tinha como objetivo a geração de energia elétrica e a disponibilidade de potência oriunda das soluções de suprimento mediante a instalação, operação e manutenção de centrais geradoras de quaisquer fontes renováveis - híbrida, solar, eólica, biomassa, biogás, fóssil ou ainda misto de fontes e tecnologias de armazenamento de energia.

Com relação às fontes híbridas, dois projetos foram selecionados: biocombustível + biomassa (17,616 MW) e biocombustível + solar (56,218 MW).

Para ampliar a discussão sobre este tema, no período de 19 de junho a 3 de agosto de 2019, a Aneel instaurou a Consulta Pública n.° 014/2019 visando colher subsídios para elaboração de proposta de normativo sobre o estabelecimento de usinas híbridas e/ou associadas. Para iniciar a discussão, a Aneel apresentou a Nota Técnica n.° 051/2019-SRG-SCG-SRD-SRT/ ANEEL de 17 de junho de 2019.

A Aneel recebeu contribuições de diversas empresas, como, por exemplo, Operador Nacional do Sistema, Câmara de Comercialização de Energia Elétrica, Furnas Centrais Elétricas S.A., Cemig, as associações AbEólica, Absolar, Apine etc.

Com base nestes comentários, a Aneel lançou, no dia 21 de outubro de 2020 com prazo de até 04 de dezembro de 2020, uma nova consulta pública, apresentando para subsidiar as discussões, documentos relacionados à Análise de Impacto Regulatório e uma minuta de resolução normativa com propostas de alterações nas regras do segmento de geração. É ainda esperada uma segunda etapa de consultas sobre o tema até que seja publicado o ato normativo.

9. LICENCIAMENTO AMBIENTAL DE PLANTAS DE GERAÇÃO DE ENERGIA

Uma das questões mais relevantes na implantação de fontes de geração se refere aos aspectos ambientais. E nesse contexto se inserem os Marcos Regulatórios que devem ser aplicados na obtenção das licenças ambientais. E igualmente devem ser investigadas exigências complementares quando estas plantas forem implantadas em áreas desativadas de lixões. A licença ambiental para um empreendimento de geração é concedida essencialmente em três fases distintas:

- licença prévia (LP);
- licença de instalação (LI); e
- licença de operação (LO).

Pela LP se decide sobre a viabilidade ambiental do empreendimento considerando as características técnicas de sua localização. Pela LI ficam definidos os programas de mitigação e compensação dos impactos ambientais identificados na etapa anterior. Após a implementação destes programas, é expedida a LO do empreendimento [30]. Os marcos principais para a concessão da licença ambiental, além da legislação estadual específica, são:

- Lei Federal n.º 6.938/81 – dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação;
- Decreto Federal n.º 99.274/90 - Regulamenta a Lei n.º 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respetivamente, sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente;
- Resolução Conama n.º 01/86 – dispõe sobre os critérios básicos e diretrizes para avaliação dos impactos ambientais;
- Resolução Conama n.º 06/87 – dispõe sobre o licenciamento ambiental de obras do setor de geração de energia elétrica;
- Resolução Conama n.º 237/97 – regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente;
- Resolução Conama n.º 279/01 – estabelece procedimentos para o licenciamento simplificado de empreendimentos elétricos com pequeno potencial de impacto ambiental; e
- Resolução Conama n.º 462/2014 – estabelece procedimentos para o licenciamento ambiental de empreendimentos de energia elétrica a partir da fonte eólica em superfície terrestre.

Na solicitação da licença, deverão ser apresentados os seguintes estudos, de acordo com a etapa em que se encontra o projeto:

- Relatório Ambiental Preliminar – RAP;
- Relatório Ambiental Simplificado – RAS; e
- Estudos de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto ao Meio Ambiente – EIA/RIMA.

10. PLANTAS DE GERAÇÃO DE ENERGIA POR RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DOS RSU

Este item tem como objetivo apresentar as usinas brasileiras de geração de energia elétrica a partir de RSU, que se encontram atualmente em operação, de maneira a analisar se os atuais Marcos Regulatórios empregados na implantação e licenciamento destas usinas são adequados ou podem ser aprimorados no sentido de incentivar a expansão dessa modalidade de geração. A tabela a seguir apresenta as principais plantas de RSU em operação.

Tabela 4. Principais usinas de RSU em operação. Aneel 2017

Usina – Aterro Sanitário	Entrada em Operação	Local	Potência (kW)
São João Biogás	2008	São Paulo – SP	21.560
Termoverde Salvador	2010	Salvador - BA	19.730
Uberlândia	2011	Uberlândia - MG	2.852
Itajaí Biogás	2013	Itajaí – SC	1.065
CTR Juiz de Fora	2013	Juiz de Fora - MG	4.278
Guatapará	2014	Guatapará – SP	5.704
Bandeirantes	2014	São Paulo - SP	4.624
Biotérmica Recreio	2015	Minas do Leão - RS	8.556
Tecipar	2015	Santana de Parnaíba - SP	4.278
Curitiba Energia	2016	Fazenda Rio Grande - PR	4.278
Termoverde Caieiras	2016	Caieiras – SP	29.547
Total			**106.472**

Usina – Incineração	Entrada em Operação	Local	Potência (KW)
Usina Verde		Ilha do Fundão - RJ	440
Total			**440**

Usina – Tratamento Esgoto	Entrada em Operação	Local	Potência (KW)
Energ - Biog	2002	Barueri – SP	30
Ambient		Belo Horizonte - MG	1.500
Arrudas		Ribeirão Preto - SP	2.400
Total			**3.930**

Segue abaixo uma breve descrição das características de três plantas. Sendo duas de captura de metano (Aterro Bandeirante e Aterro São João - SP) e a outra de recuperação de energia por meio de incineração (Usina Verde - RJ).

10.1 Usina Aterro Bandeirante

A usina está instalada no Aterro Bandeirantes, em Perus, na Grande São Paulo (entre os Km 24 /26 da Rodovia dos Bandeirantes). O aterro é composto de uma área de aproximadamente 1,35 milhão de m^2, que recebeu resíduos durante quase 30 anos (de 1978 até 2006). Nos últimos 15 anos, recebia cerca de 6.000 toneladas de resíduos por dia e teve suas atividades encerradas em 2006. O projeto de captura de metano e geração de energia foi desenvolvido pelo consórcio Biogás Energia Ambiental em parceria com a Prefeitura Municipal de São Paulo.

O empreendimento compreende a planta de extração/tratamento do gás (usina de gás) e a usina de geração de energia. A usina extrai o gás do aterro e transporta para os motores na usina de geração. Este gás é extraído e coletado por uma rede de tubos de 43 km e cerca de 200 drenos verticais que, por sua vez, passa por um processo de limpeza e secagem para apropriá-lo como combustível para ser usado nos motores na planta de geração de energia. Um eventual excedente de gás é eliminado nos queimadores.

10.2 Usina Aterro São João

O Projeto São João está instalado no aterro do mesmo nome, localizado na zona leste do Município de São Paulo, no Km 33 da Estrada de Sapopemba, próximo da divisa do Município de Mauá. O aterro cuja área é de 824 mil m^2 entrou em operação em 1992 e cessou suas atividades em 2007, recebendo um total de 28 milhões de toneladas, sendo que nos últimos anos recebia uma média diária de 6.000 toneladas. Este empreendimento foi desenvolvido pelo mesmo grupo responsável pelo Projeto Aterro Bandeirantes: o consórcio Biogás Energia Ambiental, em parceria com a Prefeitura Municipal de São Paulo.

O sistema operacional é o mesmo utilizado no Aterro Bandeirantes (consiste no aterro, na planta de extração/tratamento do gás e na usina de geração de energia). Neste caso, são 126 poços de captura de gás conectados a uma rede de tubulação de 30 km.

10.3 Usina Verde

A usina está instalada no *campus* da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, na Ilha do Fundão, na cidade do Rio de Janeiro. Os responsáveis pelo desenvolvimento do projeto são: o grupo Usina Verde/SA e o Centro de Estudos Integrados sobre Meio Ambiente e Mudanças Climáticas – Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ.

O projeto consiste em uma planta piloto para incineração de 30 t/dia de Resíduos Sólidos Urbanos (equivalente à geração de resíduos de uma cidade com cerca de 50.000 habitantes). Ao forno de incineração é associado um sistema de geração elétrica, constituído de uma caldeira de recuperação de calor e turbina a vapor com potência de 440 kW. O processo compreende quatro etapas:

- separação dos materiais recicláveis;
- incineração com recuperação de energia;
- lavagem de gases e vapores; e
- mineração e decantação.

Na primeira etapa, os resíduos são lançados pelos caminhões de coleta diretamente no silo de recepção da planta e seguem daí para esteiras horizontais, onde se processa a seleção manual de materiais não combustíveis (tais como vidros, cerâmicas e metais).

Concluída a etapa de separação, os resíduos são transportados por meio de uma esteira mecânica para o interior do forno que opera a temperatura acima de 850 °C. Os gases quentes (provenientes de uma câmara de pós-combustão) são conduzidos através de um duto a uma caldeira de recuperação de calor. No recuperador de calor, por sua vez, é gerado o vapor para acionar um turbo gerador, e o vapor de exaustão da turbina é condensado e retorna ao sistema de geração.

Os gases quentes que saem da caldeira de recuperação de calor vão para o sistema de lavagem de gases antes de serem liberados pela chaminé. No sistema, a solução de lavagem de gases circula entre os lavadores e o decantador, sem que sejam gerados efluentes líquidos. As cinzas resultantes do processo de incineração (cerca de 5% do volume inicial de resíduos tratados) são arrastadas do fundo do forno por uma corrente contínua de água e recolhidas em um tanque de decantação primária. A parte solúvel das cinzas (parte alcalina) passa para um decantador secundário que, por sua vez, recebe também as águas ácidas da lavagem dos gases. Ali ocorrem reações de neutralização e precipitação de sais.

11. CONCLUSÕES

A geração de energia elétrica a partir de RSU é feita primordialmente mediante a utilização de biogás de aterros sanitários, que, juntamente com resíduos derivados de estações de tratamento de esgotos, é classificado pela Aneel como resíduos urbanos. E este montante está classificado na fonte Biomassa.

Em 2014, a produção de biomassa residual urbana foi de 1,8 milhão de tep, representando cerca de 0,7% do consumo final de energia do país naquele ano. Em 2050, a produção de biomassa residual urbana deve atingir 2,3 milhões de tep, um crescimento de 28%. O desenvolvimento das cadeias energéticas baseadas na biomassa pode aumentar significativamente a oferta de energia renovável, por meio de diversos energéticos, tais como biogás, biometano e lenha para geração elétrica.

De acordo com o Boletim de Informações Gerenciais publicado pela Aneel correspondente ao primeiro trimestre de 2019, a capacidade instalada total do Brasil era de cerca de 164.747 MW gerada em 7.420 empreendimentos. Sendo que as usinas termelétricas contribuem com cerca de 41.233 MW (25,1%) em 3.000 (40,4%) empreendimentos, utilizando diversos tipos de combustíveis. Nesse cenário, a capacidade total instalada de usinas térmicas à biomassa é de cerca de 14.674 MW (8,9% do total instalado), dos quais a geração proveniente dos RSU é de somente 129 MW (0,08 % do total instalado) em 22 plantas.

Identifica-se, portanto, a necessidade de implantação de ações integradas que envolvam desde a redução de resíduos na fonte, a reciclagem/reúso e, por fim, a recuperação antes da disposição final em aterros. Para isso, a recuperação energética do RSU pode assumir um papel importante nesta estratégica.

No contexto desse tema, o principal Marco Regulatório brasileiro certamente é a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que foi instituída pela Lei n.º 12.305 de 2 de agosto de 2010 e regulamentada pelo Decreto n.º 7.404 de 23 de dezembro de 2010. Essa Lei dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos (incluindo os considerados perigosos), às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis.

Com relação ao uso do biogás, é necessário citar a Resolução da ANP n.º 685 de 29 de junho de 2017 [21], que estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto destinado ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional.

REFERÊNCIAS

[1] OLIVEIRA, L. B. *et al. Analysis of the sustainability of using wastes in the brazilian power industry. Renewable and Sustainable Energy Reviews*, London, n.º 12, p. 883-890, 2008.

[2] EPE. *Inventário energético dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Nota Técnica n.º 18/2014. Rio de Janeiro/RJ, 2014.

[3] EPE. *Economicidade e competitividade do aproveitamento energético dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Nota Técnica n.º 16/2014. Rio de Janeiro/RJ, 2014.

[4] EPE. *Potencial dos Recursos Energéticos no Horizonte 2050*. Nota Técnica n.º PR 04/2018. Rio de Janeiro/RJ, 2018.

[5] POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS. Lei n.º 12.305 de 2 de agosto de 2010 e Decreto n.º 7.404 de 23 de dezembro de 2010. Câmara dos Deputados, 3ª edição, Brasília/DF, 2017.

[6] MINISTÉRIO DA TRANSPARÊNCIA E CONTROLADORIA-GERAL DA UNIÃO. Secretaria Federal de Controle Interno. Relatório de Avaliação por Área de Gestão. Resíduos Sólidos. Brasília/DF, 2017.

[7] AMARO, A.B. (2018). *Política nacional de resíduos sólidos, uma lei viável? Estudo de Caso a partir dos municípios do* âmbito *do acordo MPF/MPSP x CESP*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, 2018.

[8] BORGES, L.D. (2017). *Pagamento por serviços ambientais no meio urbano: governança de resíduos sólidos no Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado. Centro Universitário de Brasília, 2017.

[9] PAULINO, L. F.; SANTOS, M.O. *Problemática do lixo e aplicação da política de resíduos sólidos em Goiânia-Goiás. Semioses, Inovação, Desenvolvimento e Sustentabilidade*. Rio de Janeiro/RJ, 2018.

[10] GALIZA, J.J.M.; CAMPOS, A.F. *Regulação de Resíduos Sólidos Urbanos para a geração de energia a partir do biogás. Estudo de Viabilidade em regiões da Grande Vitória/ES*. Universidade Federal do Espírito Santo, 2015.

[11] NEGRI, J.C. *Análise e oportunidades de sistemas de tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos com aproveitamento energético*. XXII SNPTEE, Brasília/DF, 2013.

[12] EPE. *Avaliação preliminar do aproveitamento energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande/MS*. Nota Técnica n.º DEN 06/2008, Rio de Janeiro/RJ, 2008.

[13] MARROTI, A.C.B. (2018). *Análise da política nacional de resíduos sólidos como marco regulatório provedor de mudanças no arcabouço legal dos entes federados*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos/RS.

[14] RESOLUÇÃO NORMATIVA ANEEL n.º 482 de 17 de abril de 2012, modificada pelas Resoluções Normativas n.º 517/2012, n.º 687/2015 e n.º 786/2017. Estabelece as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica, o sistema de compensação de energia elétrica.

[15] RESOLUÇÃO NORMATIVA ANEEL n.º 77 de 18 de agosto de 2004 modificada pela Resolução Normativa n.º 745/2016 e 755/2016. Estabelece os procedimentos vinculados à redução das tarifas de uso de sistema de transmissão e de distribuição para empreendimentos hidrelétricos e aqueles com base em fonte solar, eólica, biomassa ou cogeração qualificada.

[16] RESOLUÇÃO NORMATIVA ANEEL n.º 235 de 14 de novembro de 2006. Estabelece os requisitos para a qualificação de centrais termelétricas cogeradoras de energia.

[17] RESOLUÇÃO NORMATIVA ANEEL n.º 390 de 15 de dezembro de 2009. Estabelece os requisitos necessários à outorga de autorização para exploração e alteração da capacidade instalada de usinas termelétricas e de outras fontes alternativas de energia, os procedimentos para registro de centrais geradoras com capacidade instalada reduzida.

[18] RESOLUÇÃO AUTORIZATIVA ANEEL n.º 7.098 de 26 de junho de 2018. Autoriza a Asja Pernambuco Serviços Ambientais a explorar a Usina Termelétrica Asja Jaboatão, sob o regime de Produção Independente de Energia Elétrica, localizada no Município de Jaboatão dos Guararapes, no Estado de Pernambuco.

[19] EPE. Nota Técnica EPE-DEE-RE-063/2018 – r1 de 27 de agosto de 2018. Instruções para solicitação de cadastramento e qualificação técnica com vistas à participação nos leilões de energia existente A1 e A-2. Rio de Janeiro/DF, 2018.

[20] ANP. Resolução da ANP n.º 685 de 29 de junho de 2017 [17]. Estabelece as regras para aprovação do controle da qualidade e a especificação do biometano oriundo de aterros sanitários e de estações de tratamento de esgoto destinado ao uso veicular e às instalações residenciais, industriais e comerciais a ser comercializado em todo o território nacional. Rio de Janeiro/RJ, 2017.

[21] PORTARIA MME n.º 121 de 4 de abril de 2018. Estabelece as diretrizes para a realização do leilão de compra de energia proveniente de novos empreendimentos de geração denominado A-6.

[22] DALMO, F.C.; SIMÃO, N.M.; NEBRA, S.; SANTANA, P.H.M. *Geração de energia a partir de Resíduos Sólidos Urbanos: experiência das políticas públicas brasileiras e internacional*. XII Seminário de Meio Ambiente e Energias Renováveis, 2018.

[23] GIAROLA, E. E.; DINIZ, P.C. O. *Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei* n.º *12.305/2010. Estudo de caso do município de Uberlândia, Minas Gerais*. Caminhos da Geografia, revista *on line*. Uberlândia/MG, 2012.

[24] EPE. *Estudo sobre a economicidade do aproveitamento dos Resíduos Sólidos Urbanos em aterro para produção de biometano*. Nota Técnica n.º 19/2018. Rio de Janeiro/RJ, 2018.

[25] PAVAN, M.C.O. *Geração de energia a partir de Resíduos Sólidos Urbanos: avaliação e diretrizes para tecnologias potencialmente aplicáveis no Brasil*. Tese apresentada à Universidade de São Paulo, 2010.

[26] FURTADO, J.G.M.; WANDERLEY, R.R. *Concepção e avaliação técnico-econômica de uma usina integrada de geração de energia a partir de Resíduos Sólidos Urbanos*. XXIII SNPTEE. Foz do Iguaçu/PR, 2015.

[27] MAIER, S.; OLIVEIRA, L. B. *Economic feasibility of energy recovery from solid waste in the light of Brazil's waste policy: the case of Rio de Janeiro*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, London, n.º 35, p. 484-498, 2014.

[28] PORTARIA INTERMINISTERIAL n.º 274 de 30 de abril de 2019. Publicada em 2 de maio de 2019. Diário Oficial da União, edição 83, seção 1, página 57.

[29] MATOS, D.F. *et al. Aspectos do licenciamento ambiental de uma planta piloto de geração heliotérmica no Município de Petrolina*. XXIII SNPTEE, Brasília/DF, 2015.

ANEXO 1. LEGISLAÇÃO DO DISTRITO FEDERAL SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS

Lei	Descrição
Lei n.º 0041, de 13.09.1989	Dispõe sobre a Política Ambiental do Distrito Federal.
Lei n.º 0462, de 22.06.1993	Dispõe sobre a reciclagem de resíduos sólidos no Distrito Federal.
Lei n.º 1.934, de 05.05.1998	Cria o programa de limpeza do Distrito Federal.
Lei n.º 3.213, de 30.10.2003	Institui o Programa de Coleta de Medicamentos não utilizados no âmbito do Distrito Federal.
Lei n.º 3.231, de 03.12.2003	Dispõe sobre a coleta e o destino de pilhas e baterias no Distrito Federal.
Lei n.º 3.234, de 03.12.2003	Institui a política de gestão de reciclagem de resíduos sólidos e baterias no Distrito Federal.
Lei n.º 3.517, de 27.12.2004	Dispõe sobre a coleta seletiva nos órgãos e entidades do Poder Público, no âmbito do Distrito Federal.
Lei n.º 3.651, de 09.08.2005	Dispõe sobre a coleta, destinação final e reutilização de embalagens, garrafas plásticas e pneumáticos.
Lei n.º 3.890, de 07.07.2006	Dispõe sobre a coleta seletiva de lixo no âmbito do Distrito Federal e dá outras providências.
Lei n.º 4.044, de 22.11.2007	Autoriza a doação de 54 lotes, localizados na RA do Riacho Fundo II, para programa de interesse social destinado aos catadores de resíduos sólidos.
Lei n.º 4.134, de 05.05.2008	Dispõe sobre a coleta, transporte e destinação final de óleos utilizados na fritura de alimentos no Distrito Federal.
Lei n.º 4.154, de 11.06.2008	Dispõe sobre o descarte e a destinação final de lâmpadas fluorescentes, baterias de telefone celular, pilhas que contenham mercúrio metálico e demais artefatos que contenham metais pesados no Distrito Federal.
Lei n.º 4.295, de 12.01.2009	Autoriza o Poder Executivo do Distrito Federal a conceder serviço público de tratamento e destinação final de resíduos urbanos.
Lei n.º 4.329, de 05.06.2009	Dispõe sobre a proibição da queima de restos vegetais e lixo no território do Distrito Federal.
Lei n.º 4.352, de 30.06.2009	Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde.
Lei n.º 4.704, de 20.12.2011	Dispõe sobre a gestão integrada de resíduos da construção civil e resíduos volumosos.
Lei n.º 4.756, de 14.02.2012	Dispõe sobre a obrigatoriedade da prática de coleta seletiva de lixo nas unidades da rede pública e privada de ensino do Distrito Federal.
Lei n.º 4.765, de 22.02.2012	Dispõe sobre a substituição de embalagens do tipo sacola plástica e sacos plásticos para o acondicionamento de lixo no Distrito Federal.
Lei n.º 4.792, de 24.02.2012	Dispõe sobre a separação e a destinação final dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e pelas entidades da Administração Pública Direta e Indireta do Distrito Federal, na forma que especifica.
Lei n.º 4.818, de 27.04.2012	Dispõe sobre a proibição de descartar resíduos sólidos em área não destinada a depósito ou coleta, no âmbito do Distrito Federal,
Lei n.º 5.271, de 24.12.2013	Dispõe sobre sistema seletivo de lixo para armazenamento e coleta das sucatas das oficinas mecânicas e dos rejeitos das empresas químicas e metalúrgicas do Distrito Federal.
Lei n.º 5.275, de 24.12.2013	Dispõe sobre o Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal.
Lei n.º 5.312, de 18.02.2014	Dispõe sobre a utilização obrigatória de papel reciclado pelos órgãos e entidades da Administração Pública Direta e Indireta do Distrito Federal.
Lei n.º 5.418, de 24.11.2014	Dispõe sobre a Política Distrital de Resíduos Sólidos.
Lei n.º 5.610, de 16.02.2016	Dispõe sobre a responsabilidade dos grandes geradores de resíduos sólidos.
Lei n.º 5.893, de 20.06.2017	Cria o Programa de Compensação Financeira Temporária aos catadores de materiais recicláveis que exerçam atividades no Aterro do Jóquei.

Fonte: Luciana Diniz Borges. Dissertação de Mestrado. Centro Universitário Brasília (UNICEUB). Outubro de 2017. [8]

ANEXO 2. MARCOS REGULATÓRIOS GERAIS NA ESFERA FEDERAL

Norma Legal	Título
Lei Federal n.º 9.966/2000	Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional.
Lei Federal n.º 9.605/1998	Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.
Lei Federal n.º 6.938/1981	Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação.
Lei Federal n.º 12.725/2012	Dispõe sobre o controle da fauna nas imediações de aeródromos.
Lei Federal n.º 12.334/2010	Estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens destinadas à acumulação de água para quaisquer usos, à disposição final ou temporária de rejeitos e à acumulação de resíduos industriais, cria o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens e altera a redação do art. 35 da Lei n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997, e do art. 4º da Lei n.º 9.984, de 17 de julho de 2000.
Lei Federal n.º 12.305/2010	Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998.
Lei Federal n.º 11.445/2007	Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis n.^{os} 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei n.º 6.528, de 11 de maio de 1978, e dá outras providências.
Lei Federal n.º 10.257/2001	Estatuto da Cidade - Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana, e dá outras providências.
Lei Federal nº 6.894/1980	Dispõe sobre a inspeção e a fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas, destinados à agricultura.
Lei Complementar n.º 101/2000	Estabelece normas de finanças públicas voltadas para a responsabilidade na gestão fiscal.
Decreto Federal n.º 99.274/1990	Regulamenta a Lei n.º 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respetivamente, sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente.
Decreto Federal n.º 7.405/2010	Institui o Programa Pró-Catador, denomina Comitê Interministerial para Inclusão Social e Econômica dos Catadores de Materiais Reutilizáveis e Recicláveis o Comitê Interministerial da Inclusão Social de Catadores de Lixo criado pelo Decreto de 11 de setembro de 2003, dispõe sobre sua organização e funcionamento.
Decreto Federal n.º 7.404/2010	Regulamenta a Lei n.º 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa.
Decreto Federal n.º 7.217/2010	Regulamenta a Lei n.º 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.
Decreto Federal n.º 6.514/2008	Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações.
Decreto Federal n.º 4.136/2002	Dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às infrações às regras de prevenção, controle e fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional, prevista na Lei n.º 9.966, de 28 de abril de 2000, e dá outras providências.
Decreto Federal n.º 99.658/1990	Regulamenta, no âmbito da Administração Pública Federal, o reaproveitamento, a movimentação, a alienação e outras formas de desfazimento de material.
Decreto Federal n.º 875/1993	Promulga o texto da Convenção sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito.

Norma Legal	Título
Decreto Federal n.º 4.074/2002	Regulamenta a Lei n.º 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins.
Decreto Federal n.º 4.581/2003	Promulga a emenda ao Anexo I e adoção dos Anexos VIII e IX à Convenção de Basiléia sobre o Controle do Movimento Transfronteiriço de Resíduos Perigosos e seu Depósito.
Decreto Federal n.º 5.940/2006	Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da Administração Pública Federal Direta e Indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, e dá outras providências.
Decreto Federal n.º 6.511/2008	Promulga as emendas aos anexos da convenção sobre prevenção da poluição marinha causada pelo alijamento no mar de resíduos e outras matérias.
Decreto Federal n.º 6.514/2008	Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências.
Decreto Federal n.º 6.942/2009	Institui o Biênio Brasileiro do Saneamento - 2009-2010 e institui o Grupo de Trabalho Interinstitucional para coordenar a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico.
Decreto Federal n.º 7.619/2011	Regulamenta a concessão de crédito presumido do Imposto sobre Produtos Industrializados - IPI na aquisição de resíduos sólidos.
Decreto Federal n.º 9.177/2017	Regulamenta o art. 33 da Lei n.º 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, e complementa os arts. 16 e 17 do Decreto n.º 7.404, de 23 de dezembro de 2010.
CONAMA n.º 1A/1986	Dispõe sobre o transporte de produtos perigosos em território nacional.
CONAMA n.º 05/1988	Dispõe sobre o licenciamento ambiental de obras de saneamento.
CONAMA n.º 05/1991	Dispõe sobre a criação de Câmara Técnica para elaboração de proposta de alteração da Portaria n.º 53/79.
CONAMA n.º 06/1991	Dispõe sobre a incineração de resíduos sólidos provenientes de estabelecimentos de saúde, portos e aeroportos.
CONAMA n.º 05/1993	Dispõe sobre o gerenciamento de resíduos sólidos gerados nos portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários.
CONAMA n.º 24/1994	Exige anuência prévia da Comissão Nacional de Energia Nuclear - CNEN, para toda a importação ou exportação de material radioativo, sob qualquer forma e composição química, em qualquer quantidade.
CONAMA n.º 264/1999	Dispõe sobre o licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de coprocessamento de resíduos.
CONAMA n.º 269/2000	Regulamenta o uso de dispersantes químicos em derrames de óleo no mar.
CONAMA n.º 275/2001	Estabelece código de cores para diferentes tipos de resíduos na coleta seletiva.
CONAMA n.º 307/2002	Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil.
CONAMA n.º 313/2002	Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais.
CONAMA n.º 316/2002	Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos.
ANVISA/RDC n.º 306/2004	Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde.

Norma Legal	Título
CONAMA n.º 357/2005	Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
CONAMA n.º 358/2005	Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde.
CONAMA n.º 362/2005	Dispõe sobre o recolhimento, coleta e destinação final de óleo lubrificante usado ou contaminado.
CCFGTS n.º 476/2005	Aprova o Programa Saneamento Para Todos.
CONAMA n.º 375/2006	Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados.
CONAMA n.º 401/2008	Estabelece os limites máximos de chumbo, cádmio e mercúrio para pilhas e baterias comercializadas no território nacional e os critérios e padrões para o seu gerenciamento ambientalmente adequado, e dá outras providências.
CONAMA n.º 404/2008	Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de Resíduos Sólidos Urbanos.
ANVISA/RDC n.º 20/2008	Dispõe sobre o Regulamento Técnico sobre embalagens de polietilenotereftalato (PET) pós-consumo reciclado grau alimentício (PET-PCR grau alimentício) destinados a entrar em contato com alimentos.
ANVISA/RDC n.º 56/2008	Dispõe sobre o Regulamento Técnico de Boas Práticas Sanitárias no Gerenciamento de Resíduos Sólidos nas áreas de portos, aeroportos, passagens de fronteiras e recintos alfandegados.
CONAMA n.º 416/2009	Dispõe sobre a prevenção à degradação ambiental causada por pneus inservíveis e sua destinação ambientalmente adequada, e dá outras providências.
CONMETRO n.º 4/2010	Dispõe sobre a Aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida.
CONAMA n.º 430/2011	Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.
ANTAQ n.º 2.190/2011	Aprova a norma para disciplinar a prestação de serviços de retirada de resíduos de embarcações.
CNPCP n.º 05/2012	Dispõe sobre as regras mínimas para a destinação do lixo de estabelecimentos penais, como estratégia para a melhoria da qualidade de vida e da saúde no sistema prisional.
CONAMA n.º 450/2012	Altera os arts. 9º, 16, 19, 20, 21 e 22, e acrescenta o art. 24-A à Resolução n.º 362, de 23 de junho de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente -CONAMA, que dispõe sobre recolhimento, coleta e destinação final de óleo lubrificante usado ou contaminado.
CONAMA n.º 452/2014	Dispõe sobre os procedimentos de controle da importação de resíduos, conforme as normas adotadas pela Convenção da Basiléia sobre o Controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e seu Depósito.
CONAMA n.º 465/2014	Dispõe sobre os procedimentos de licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens vazias de agrotóxicos.
MCIDADES n.º 168/2014	Dispõe sobre as diretrizes gerais para aquisição e alienação de imóveis com recursos advindos da integralização de cotas no Fundo de Arrendamento Residencial - FAR, no âmbito do Programa Nacional de Habitação Urbana - PNHU, integrante do Programa Minha Casa, Minha Vida.
CONAMA n.º 469/2015	Altera a Resolução CONAMA n.º 307, de 5 de julho de 2002, que estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil.
CONAMA n.º 481/2017	Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos.

Norma Legal	Título
CORI n.º 02/2011	Dispõe sobre as diretrizes metodológicas para avaliação dos impactos sociais e econômicos da implantação da logística reversa.
CORI n.º 03/2011	Dispõe sobre critérios e conteúdo de estudos para a aprovação da viabilidade técnica e econômica da implantação de sistemas de logística reversa.
CORI n.º 04/2012	Dispõe sobre a viabilidade técnica e econômica da implantação de sistema de logística reversa de lâmpadas fluorescentes, de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista.
CORI n.º 05/2012	Aprova a viabilidade técnica e econômica da implantação do sistema de logística reversa de embalagens em geral.
CORI n.º 06/2011	Dispõe sobre os critérios para estabelecimento de prioridade para o lançamento de Editais de Chamamento para a Elaboração de Acordos Setoriais para Implantação de Logística Reversa.
CORI n.º 07/2012	Aprova a Viabilidade Técnica e Econômica da Implantação do Sistema de Logística Reversa de produtos eletroeletrônicos e seus componentes.
CORI n.º 08/2013	Aprova a Viabilidade Técnica e Econômica da Implantação do Sistema de Logística Reversa de medicamentos.
CORI n.º 09/2014	Estabelece a meta quantitativa do sistema de logística reversa de embalagens em geral de que trata o item 5.7 do edital de chamamento n.º 02/2012.
CORI n.º 10/2014	Estabelece medidas para a simplificação dos procedimentos de manuseio, armazenamento seguro e transporte primário de produtos e embalagens descartados em locais de entrega integrantes de sistemas de logística reversa instituídos nos termos da Lei n.º 12.305, de 2 de agosto de 2010.
CORI n.º 11/2017	Diretrizes gerais da implementação dos sistemas de logística reversa, interação entre logística reversa e planos de gerenciamento de resíduos.
SDA n.º 27/2006	Estabelece os limites às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados e tóxicos, pragas e ervas daninhas nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados.
SDA n.º 25/2009	Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura, na forma dos anexos à presente Instrução Normativa.
IBAMA n.º 01/2010	Institui, no âmbito do Ibama, os procedimentos necessários ao cumprimento da Resolução CONAMA n.º 416 de 2009, pelos fabricantes e importadores de pneus novos, sobre coleta e destinação final de pneus inservíveis.
MPOG n.º 01/2010	Dispõe sobre os critérios de sustentabilidade ambiental na aquisição de bens, contratação de serviços ou obras pela Administração Pública Federal Direta, Autárquica e Fundacional, e dá outras providências.
GM n.º 46/2011	Estabelece o Regulamento Técnico para os Sistemas Orgânicos de Produção Animal e Vegetal, bem como as listas de Substâncias Permitidas para uso nos Sistemas Orgânicos de Produção Animal e Vegetal.
IBAMA n.º 05/2012	Dispõe sobre o procedimento transitório de autorização ambiental para o exercício da atividade de transporte marítimo e interestadual, terrestre e fluvial, de produtos perigosos.
IBAMA n.º 08/2012	Institui, para fabricantes nacionais e importadores, os procedimentos relativos ao controle do recebimento e da destinação final de pilhas e baterias ou produto que as incorporem.

Norma Legal	Título
IBAMA n.º 13/2012	Publica a Lista Brasileira de Resíduos Sólidos, a qual será utilizada pelo Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras ou Utilizadoras de Recursos Ambientais, pelo Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental e pelo Cadastro Nacional de Operadores de Resíduos Perigosos, bem como por futuros sistemas informatizados do Ibama que possam vir a tratar de resíduos sólidos.
GM n.º 53/2013	Estabelece as disposições e critérios para definições, a classificação, o registro e renovação de registro de estabelecimento, o registro de produto, a autorização de comercialização e uso de materiais secundários e outras providências.
IBAMA n.º 01/2013	Regulamenta o Cadastro Nacional de Operadores de Resíduos Perigosos (CNORP), e dá outras providências.
IBAMA n.º 06/2013	Estabelece procedimentos para elaboração de Projeto de Recuperação de Área Degradada - PRAD ou Área Alterada, para fins de cumprimento da legislação ambiental, bem como dos Termos de Referência constantes dos Anexos I e II desta Instrução Normativa.
IBAMA n.º 12/2013	Dispõe sobre a regulamentação dos procedimentos de controle da importação de resíduos de que trata a Resolução Conama n° 452/12, em consonância com a Convenção da Basiléia.
IBAMA n.º 06/2014	Regulamenta o Relatório Anual de Atividades Potencialmente Poluidoras e Utilizadoras de Recursos Ambientais - RAPP, nos termos desta Instrução Normativa.
IBAMA n.º 18/2014	Acrescenta as descrições de atividades constantes no Anexo I desta Instrução Normativa à tabela constante no Anexo I da Instrução Normativa n.º 06, de 15 de março de 2013.
IBAMA n.º 45/1995	Constitui a Rede Brasileira de Manejo Ambiental de Resíduos - REBRAMAR, integrada à Rede Pan-Americana de Manejo Ambiental de Resíduos – REPAMAR.
MT n.º 204/1997	Aprova as anexas Instruções Complementares aos Regulamentos dos Transportes Rodoviário e Ferroviário de Produtos Perigosos.
MMA/MME n.º 464/2007	Dispõe que os produtores e os importadores de óleo lubrificante acabado são responsáveis pela coleta de todo óleo lubrificante usado ou contaminado, ou, alternativamente, pelo correspondente custeio da coleta efetivamente realizada, bem como sua destinação final de forma adequada.
MMA n.º 113/2011	Aprova o Regimento Interno do Comitê Orientador para Implantação de Sistemas de Logística Reversa, na forma do Anexo a esta Portaria.
MMA n.º 114/2011	Cria o Grupo Interno de Articulação do Ministério do Meio Ambiente (GIA/PNRS-MMA).
MMA n.º 112/2011	Institui Grupo de Trabalho com o propósito de articular, no âmbito federativo, a implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos.
MMA n.º 140/2011	Designa os membros do Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos, que tem a finalidade de apoiar a estruturação e implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, por meio da articulação dos órgãos e entidades governamentais, de modo a possibilitar o cumprimento das determinações e das metas previstas na Lei n.º 12.305/2010 e no Decreto n.º 7.404/2010.
MMA n.º 177/2011	Aprova o Regimento Interno para o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos.
MDS/MMA n.º 265/2011	Aprova o Regimento Interno do Comitê Interministerial de Inclusão Social e Econômica dos Catadores de Materiais Reutilizáveis e Recicláveis.
MMA n.º 409/2011	Torna pública a consulta ao Plano Nacional de Resíduos Sólidos.
MME/MMA n.º 59/2012	Define o percentual mínimo de coleta de óleos lubrificantes.
MDA n.º 60/2012	Dispõe sobre os critérios e procedimentos relativos à concessão, manutenção e uso do Selo Combustível Social.

Norma Legal	Título
CONAMA n.º 15/2012	Estabelece, para o controle da emissão veicular de gases, material particulado e evaporativo, nova classificação dos veículos automotores, a partir de 1º de janeiro de 1996.
MMA n.º 82/2013	Aprova o regimento interno do Grupo de Monitoramento Permanente da Resolução n.º 362, de 23 de junho de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, que dispõe sobre o recolhimento, coleta e destinação final de óleo lubrificante usado ou contaminado.
MMA n.º 326/2014	Torna pública a abertura de processo de consulta pública da minuta de Acordo Setorial para a implantação de Sistema de Logística Reversa de Embalagens em Geral.
MMA n.º 327/2014	Torna pública a abertura de processo de consulta pública da proposta de Acordo Setorial para a Implementação de Sistema de Logística Reversa de Lâmpadas Fluorescentes de vapor de sódio e mercúrio e luz mista.
MMA n.º 437/2014	Reinstitui, no âmbito do Ministério do Meio Ambiente, o Comitê Gestor de Produção e Consumo Sustentável – CGPCS.
FUNASA n.º 902/2013 (alterada pela Portaria FUNASA n.º 371/2014)	Dispõe sobre critérios e procedimentos para a transferência de recursos financeiros das ações de saneamento e saúde ambiental custeadas pela Fundação Nacional de Saúde.
FUNASA n.º 637/2014	Dispõe sobre critérios e procedimentos para a transferência de recursos financeiros das ações de saneamento e saúde ambiental custeadas pela Fundação Nacional da Saúde.
MCIDADES n.º 18/2014	Regulamenta os requisitos e os procedimentos para aprovação e acompanhamento dos projetos de investimento considerados prioritários na área de infraestrutura para o setor de saneamento básico.
INMETRO n.º 70/2014	Aprova a revisão do Regulamento Administrativo para Tratamento e Destinação dos Produtos Apreendidos pela Rede Brasileira de Metrologia Legal e Qualidade.
NBR n.º 10.157/1987	Aterros de resíduos perigosos - Critérios para projeto, construção e operação – Procedimento.
NBR n.º 10.664/1989	Águas - Determinação de resíduos (sólidos) - Método gravimétrico - Método de ensaio.
NBR n.º 11.174/1990	Armazenamento de resíduos classes II - não inertes e III - inertes – Procedimento.
NBR n.º 11.175/1990	Incineração de resíduos sólidos perigosos - Padrões de desempenho – Procedimento.
NBR n.º 12.235/1992	Armazenamento de resíduos sólidos perigosos – Procedimento.
NBR n.º 12.980/1993	Coleta, varrição e acondicionamento de Resíduos Sólidos Urbanos – Terminologia.
NBR n.º 13.463/1995	Coleta de resíduos sólidos.
NBR n.º 13.591/1996	Compostagem – Terminologia.
NBR n.º 8.843/1996	Aeroportos - Gerenciamento de resíduos sólidos.
NBR n.º 8.419/1996	Apresentação de projetos de aterros sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimento.
NBR n.º 13.853/1997	Coletores para resíduos de serviços de saúde perfurantes ou cortantes - Requisitos e métodos de ensaio.
NBR n.º 13.894/1997	Tratamento no solo (*landfarming*).
NBR n.º 13.896/1997	Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação.
NBR n.º 10.004/2004	Resíduos sólidos – Classificação.
NBR n.º 10.005/2004	Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos.
NBR n.º 10.006/2004	Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos.
NBR n.º 10.007/2004	Amostragem de resíduos sólidos.

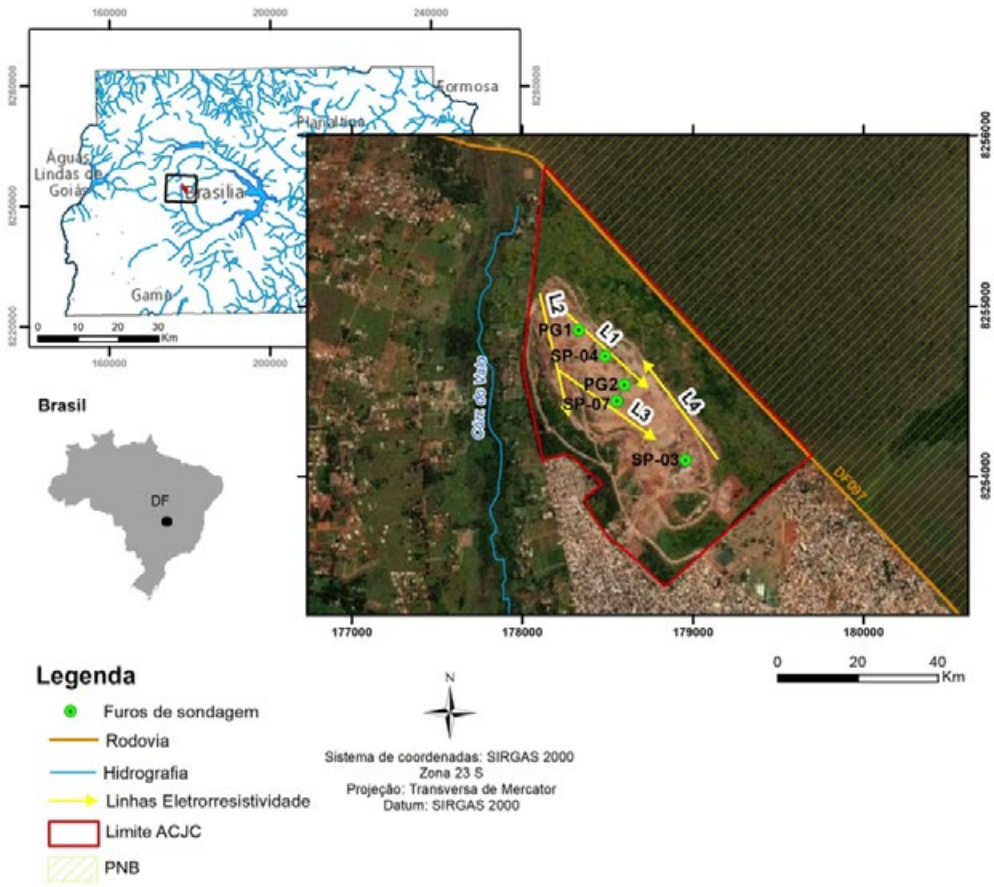
Norma Legal	Título
NBR n.º 15.051/2004	Laboratórios clínico - Gerenciamento de resíduos.
NBR n.º 15.112/2004	Resíduos da construção civil e resíduos volumosos - Áreas de transbordo e triagem – Diretrizes para projeto, implantação e operação.
NBR n.º 15.113/2004	Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes - Aterros - Diretrizes para projeto, implantação e operação.
NBR n.º 15.114/2004	Resíduos sólidos da construção civil - Áreas de reciclagem - Diretrizes para projeto, implantação e operação.
NBR n.º 15.115/2004	Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - Execução de camadas de pavimentação – Procedimentos.
NBR n.º 15.116/2004	Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - Utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural – Requisitos.
NBR n.º 15.448-2/2008	Embalagens plásticas degradáveis e/ou de fontes renováveis.
NBR n.º 13.221/2010	Transporte terrestre de resíduos.
NBR n.º 13.332/2010	Implementos rodoviários — Coletor compactador de resíduos sólidos e seus principais componentes — Terminologia.
NBR n.º 15.833/2010	Manufatura reversa – Aparelhos de refrigeração.
NBR n.º 15.849/2010	Resíduos Sólidos Urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento.
NBR n.º 14.847/2011	Inspeção de serviços de pintura em superfícies metálicas – Procedimento.
NBR n.º 16.725/2011	Resíduo químico — Informações sobre segurança, saúde e meio ambiente — Ficha com dados de segurança de resíduos químicos (FDSR) e rotulagem.
NBR n.º 12.807/2013	Resíduos de serviços de saúde — Terminologia.
NBR n.º 12.809/2013	Resíduos de serviços de saúde — Gerenciamento de resíduos de serviços de saúde Intraestabelecimento.
NBR n.º 16.156/2013	Resíduos de equipamentos eletroeletrônicos — Requisitos para atividade de manufatura reversa.
NBR n.º 16.725/2014	Resíduo químico - informações sobre segurança, saúde e meio ambiente. Ficha com dados de segurança de resíduos químicos (FDSR) e rotulagem.
NBR n.º 14.599/2014	Implementos rodoviários - Requisitos de segurança para coletores -compactadores de resíduos sólidos.
NBR n.º 16.434/2015	Amostragem de resíduos sólidos, solos e sedimentos - Análise de compostos orgânicos voláteis. (COV) – Procedimento.
NBR n.º 12.808/2016	Resíduos de serviços de saúde — Classificação.
NBR n.º 12.810/2016	Resíduos de serviços de saúde — Gerenciamento extraestabelecimento — Requisitos.

Fonte: Aurélio Bandeira Amaro – Tese de Doutorando FCT UNESP 2018. [7]

CAPÍTULO 4

Histórico do Antigo Aterro Controlado do Jockey Clube (Lixão da Estrutural, Brasília-DF)

Luciano Soares da Cunha
Welitom Rodrigues Borges
Luiz Eduardo Sá Roriz



RESUMO

Neste capítulo é apresentado um histórico de ocupação e operação do antigo Aterro Controlado do Jockey Clube e sua situação após o fechamento em 2018. Os registros de ocupação da área são escassos com relação à deposição de resíduos, mas, como é comum em áreas de lixões, a operação ocorreu de forma não planejada ao longo das décadas. Mas, um bom registro da evolução dessa ocupação foi identificado por meio de processamento digital de imagens de satélite em alguns dos trabalhos acadêmicos desenvolvidos no Projeto Raeesa (UnB-CEB Geração SA-CEB Lajeado SA) e associado a pesquisas acadêmicas desenvolvidas anteriormente na área. A partir da década de 70, duas áreas, próximas ao Jockey Clube e escolhidas informalmente, passaram a concentrar a disposição de resíduos urbanos. A área que permaneceu ativa foi utilizada irrestritamente como lixão até a metada da década de 90, passando a operar como um aterro controlado até ser encerrado no início de 2018.

1. INTRODUÇÃO

A disposição final ambientalmente adequada em aterros sanitários observando normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos, está prevista na Lei n.º 12.305/2010 que instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, mas a concentração de descartes domésticos e industriais em áreas de terreno natural e sem preparação técnica, denominados lixões, é muito anterior a 2010 e ocorreu em todos os municípios brasileiros. No Distrito Federal, a partir da década de 70, duas áreas, próximas ao Jockey Clube e escolhidas informalmente, passaram a concentrar a disposição de resíduos urbanos. Uma dessas áreas, onde se localiza atualmente parte da Região Adiministrativa de Vicente Pires, foi encerrada na metade da década de 80. A área que permaneceu ativa foi utilizada irrestritamente como lixão até a metada da década de 90, passando a operar como um aterro controlado até ser encerrado no início de 2018. Esta área enquanto foi utilizada para deposição de resíduo urbano recebeu uma dupla referência nominal, Lixão da Estrutural ou Aterro Controlado do Jockey Clube. Após o encerramento do recebimento, nesta área, de Resíduos Sólidos Urbanos, o local passou a receber somente resíduos da construção civil, e teve sua denominação alterada para Unidade de Recebimento de Entulho (URE).

Lixão

Lixão é a mais inadequada forma de disposição final de resíduos sólidos. A deposição dos resíduos ocorre diretamente sobre o solo, a céu aberto. A área utilizada não possui qualquer preparação ou medida de proteção ao meio ambiente e à saúde pública. A escolha da área de um lixão não considerou nenhum critério técnico, sendo o local definido com base na distância dos centros geradores de resíduos e também para não ficar à vista da maioria da população. Nenhuma medida de controle na quantidade de lixiviado gerado (chorume) e medidas de captação do lixiviado são consideradas. Nenhum controle sobre o quantitativo de geração de biogás e potencial perigo do acúmulo desse gás são considerados. Ou seja, é uma fábrica de problemas ambientais (Figura 1).

Aterro Controlado

Segundo a norma ABNT NBR 8849/1985, o aterro controlado é uma técnica de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos no solo. Sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais. Esse método utiliza os mesmos princípios de engenharia dos aterros sanitários. Cobrindo os resíduos sólidos dispostos com uma camada de material inerte (solo) à medida que o resíduo vai sendo compactado pelas máquinas (tratores e caminhões) que estão operando a área. Do ponto de vista ambiental, há insignificantes melhoras, e seria mais adequado denominar uma área destas como Lixão Controlado, em vez de Aterro Controlado (Figura 1).

Aterro Sanitário

O Aterro Sanitário é a forma de destinação adequada dos resíduos, e a construção deve obedecer a critérios técnicos específicos em função dos resíduos/rejeitos. Conforme a NBR 8419/1992, um aterro deve operar por meio da construção de células de lixo que tenham na base uma camada impermeabilizante (geomembrana) que impede o contato dos resíduos com o meio natural, evitando, assim, a contaminação do solo e dos recursos hídricos subterrâneos. Essa estrutura também deve ser provida por um sistema de drenagem de lixiviado (chorume). Há também um sistema de drenagem de biogás que será integrada a um sistema de coleta ou queima desse biogás (Figura 1).

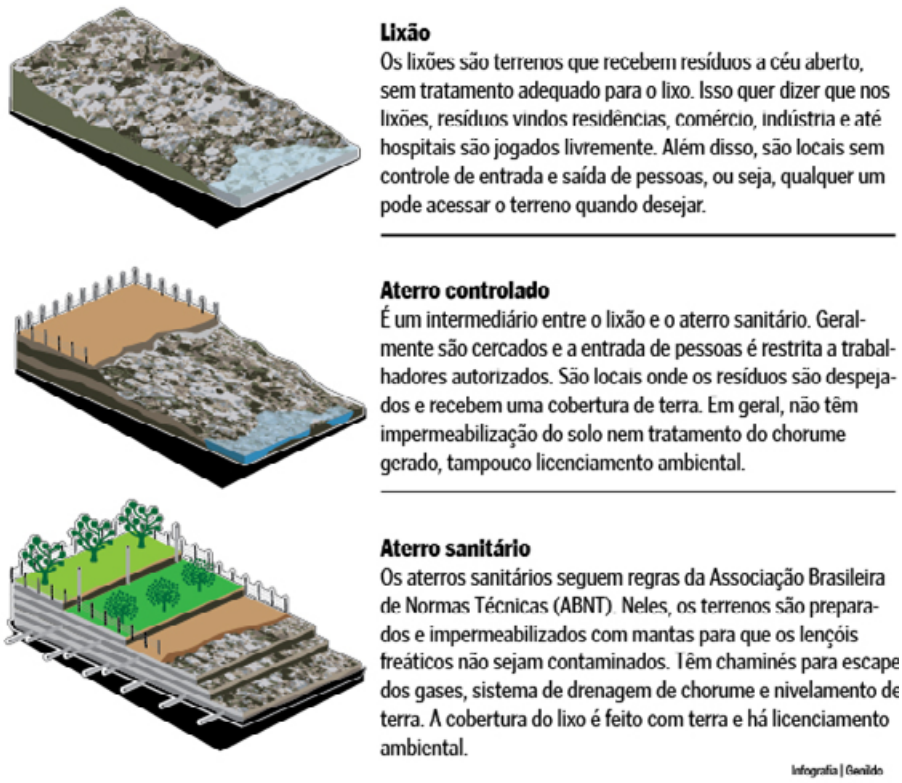


Figura 1. Tipos de áreas utilizadas para deposição de Resíduos Sólidos Urbanos e/ou industriais (Fonte: https://midias.gazetaonline.com.br)

2. LOCALIZAÇÃO DO ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUBE

O Aterro Controlado do Jockey Clube (ACJC) situa-se a cerca de 15 km do centro de Brasília, apresenta uma área de cerca de 200 hectares e limitado por duas Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), além do Córrego Cabeceira do Valo e da Cidade de Estrutural. As ARIEs visam a proteger o Parque Nacional de Brasília (PNB) e a Área de Proteção Permanente (APP) do Córrego Cabeceira do Valo. Também tem divisas a norte e a leste com o Parque Nacional de Brasília (PNB) que é uma Unidade de Conservação (UC) de Proteção Integral criada em 1961. A oeste do ACJC, entre o Córrego Cabeceira do Valo limite do aterro, há uma região de chácaras com pequenas produções de hortifrutigranjeiros. A sudoeste, encontra-se a Cidade de Estrutural, surgida pela ocupação desordenada pelos catadores de resíduos do lixão na área limítrofe (Figura 2).

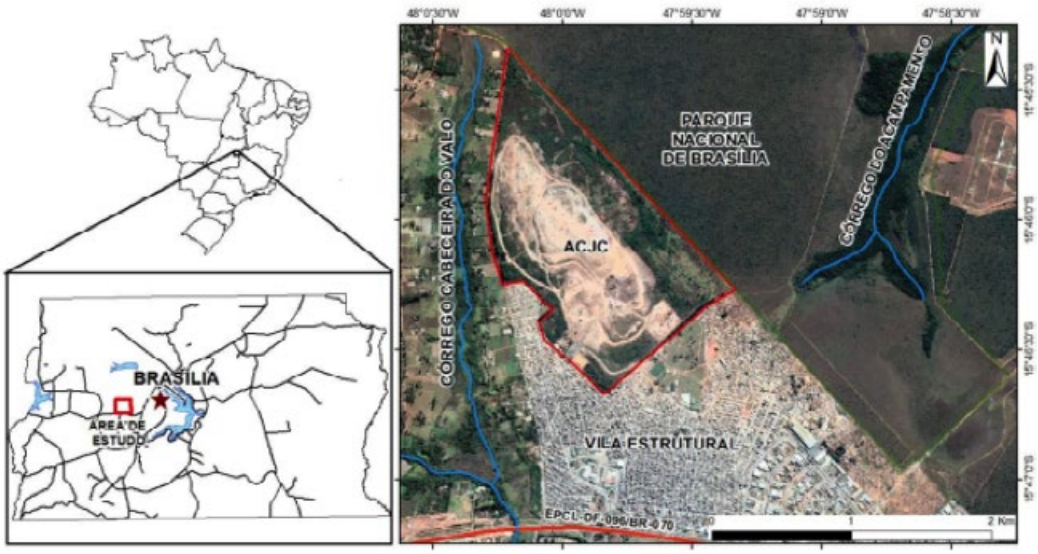


Figura 2. Localização do antigo aterro controlado do Jockey Clube (Fonte: Del Rey, 2020)

3. HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO E OPERAÇÃO DO ACJC

A operação de deposição irregular de resíduos sólidos nesta área remonta à década de 70, sendo esta oficialmente encerrada em 20 de janeiro de 2018 (SLU, 2018).

Os registros de ocupação da área são escassos com relação à deposição de resíduos, mas, como é comum em áreas de lixões, a operação ocorreu de forma não planejada ao longo das décadas. Mas, um bom registro da evolução dessa ocupação foi identificado por meio de processamento digital de imagens de satélite em alguns dos trabalhos acadêmicos desenvolvidos no Projeto Raeesa (UnB-CEB Geração SA-CEB Lajeado SA) e associado a pesquisas acadêmicas desenvolvidas anteriormente na área. Na década de 70, predominou a operação na parte sul (Pereira *et al*., 1997; Nisiyama, 2019 - Projeto Raeesa)). Nesta época, os resíduos eram colocados em trincheiras de 2m a 4m de profundidade. O lixo depositado era compactado e recoberto com uma camada de solo de aproximadamente 50cm de espessura. O solo utilizado para co-

bertura era retirado do próprio local durante a abertura de uma nova célula (Cavalcanti, 2013; Santos, 1996). A partir de 1978, as áreas para os resíduos sólidos avançaram para noroeste, dando início às atividades dentro dos atuais limites do ACJC. No final de 1996 (Carneiro, 2002; Greentec, 2012), a área já estava completamente coberta e a disposição de lixo era realizada em trincheiras com cerca de 100m de comprimento, 20m a 30m de largura e aproximadamente 4m de profundidade (Araújo, 1996; Santos, 1996). A disposição de resíduos na região entre os anos de 1964 e 1997 é apresentada na Figura 3 e, entre 2002 e 2018, na Figura 4.

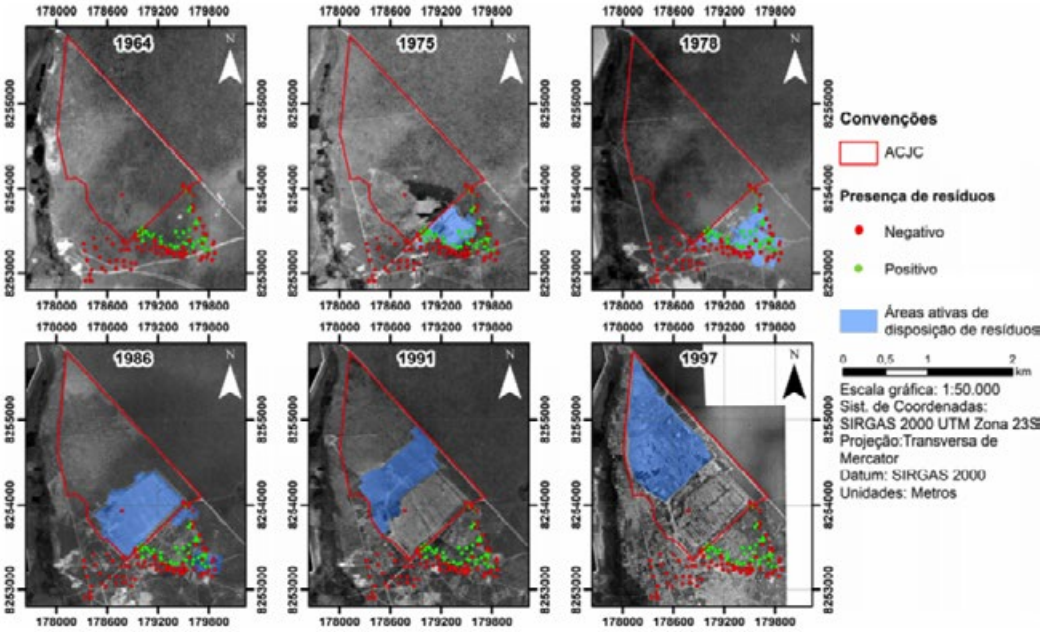


Figura 3. Disposição de resíduos no ACJC entre 1964 – 1997 ressaltando o avanço de ocupação de sudeste para noroeste na área (Nisiyama, 2019 - Projeto Raeesa)

Na 1ª década dos anos 2000, a operação passou a ser concentrada na área centro-nordeste indo até a divisa com o PNB. Isto perdurou até o PNB conseguir, em 2015, embargar a operação de deposição de resíduos em uma faixa de 300m de largura a partir da divisa do PNB. A partir de 2015 houve uma concentração da deposição na parte central (maciço central) com a sua expansão quando necessária indo para norte-nordeste, sempre limitada pela área embargada. Nos últimos anos, antes do encerramento, a contratação de empresas especializadas na operação de aterros sanitários permitiu melhorias significativas para adequar a área em um aterro controlado com a instalação de dezenas de centenas de metros de drenos para captação de lixiviado, adequação e conservação das vias internas, recuperação e instalação de flares provisórios de queima de biogás, controle de acesso, recuperação das cercas dos limites etc. Carneiro (2002), compilando dados históricos do Serviço de Limpeza Urbana e outras entidades do Distrito Federal, indicou como se deu a evolução da quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) aterrados de 1966 a 2001. Segundo informações solicitadas ao SLU, por meio do Sistema Eletrônico do Serviço de Informações ao Cidadão (e-SIC), foi possível obter a evo-

lução de 2004 a 2018.

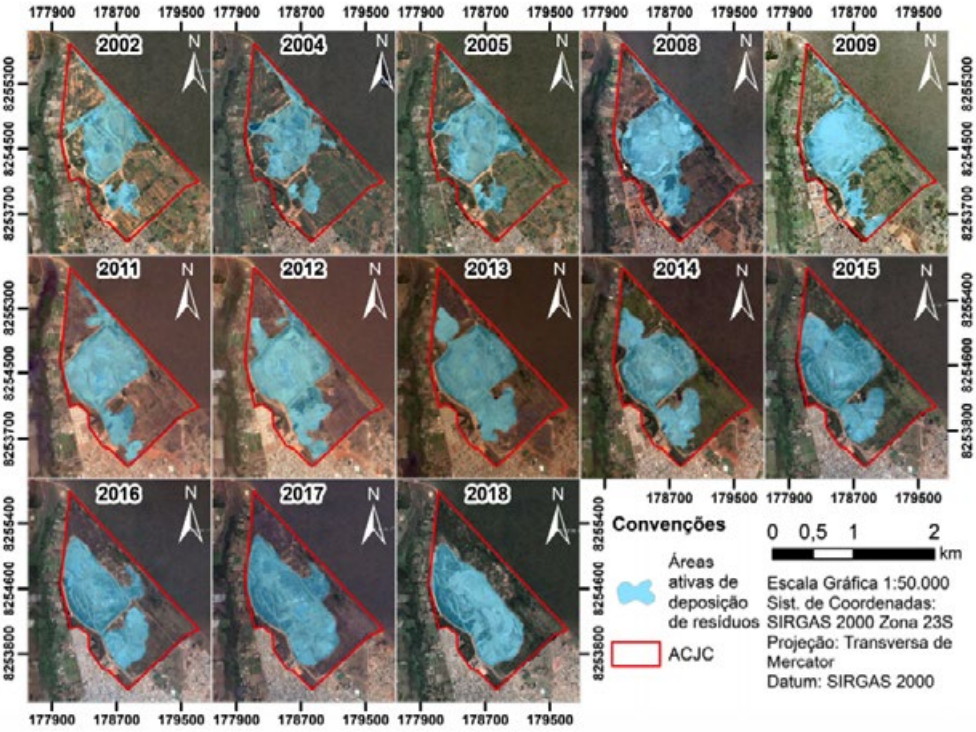


Figura 4. Evolução da disposição de resíduos no ACJC entre 2002 e 2018 (Nisiyama, 2019 - Projeto Raeesa)

4. QUANTITATIVO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO ACJC

O quantitativo de resíduos foi apresentado por Carneiro (2002) para os anos de 1966 até 2000, obtidos com relatórios anuais do SLU, entretanto os demais valores foram estimados por interpolação devido à ausência de dados, baseada na produção *per capita* e percentual dos resíduos aterrados. Ainda no âmbito de quantificação dos resíduos, Filho (2018)-Projeto Raeesa, no contexto do Projeto Raeesa, apresentou uma outra estimativa pautada no primeiro autor e complementada com os dados das últimas duas décadas mediante informações dos relatórios do SLU e interpolação linear.

Diniz (2019), no âmbito do Projeto Raeesa, por não ter encontrado na literatura as referências citadas por Carneiro (2002), optou por utilizar uma regressão exponencial para os anos iniciais de funcionamento do ACJC e obteve um quantitativo aterrado na mesma ordem de grandeza do que Filho (2018). Os dados utilizados para interpolação foram: 1966 (Carneiro, 2002); 1977 (SLU-IBRAM, 1978); 1995 a 1999 (Apud SALUB); 2002 e 2003 (SNIS, 2003 E 2004); e 2004 a 2016 (SLU, 2019). Os dados de 2017 e 2018 não foram utilizados para interpolação, pois apresentam tendência atípica em relação aos demais, uma vez que o ACJC estava passando pelo seu processo de fechamento. O quantitativo aterro encontra-se expresso na Tabela 1 e Figura 5. A regressão obtida com R^2 de 0,95. Nota-se que o crescimento exponencial dos resíduos não ocorre para os anos finais, porém a regressão foi utilizada para estimar apenas os dados das décadas iniciais de operação do ACJC. Apesar disso, a estimativa do total de resíduos aterrados encontra-se bem

próxima do sugerido por Filho (2018), totalizando cerca de 20 milhões de toneladas aterradas.

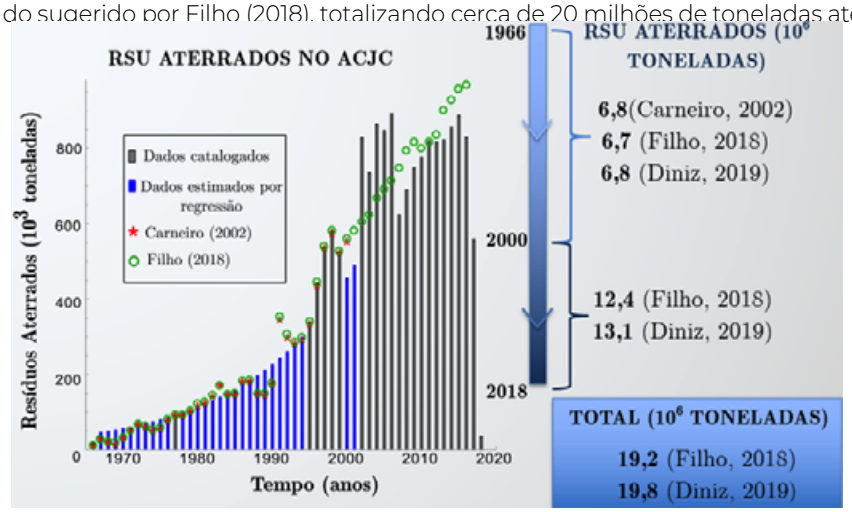


Figura 5. Gráfico do quantitativo estimado em ajuste em escala semilogarítmica para os anos de 1966 a 2018 (Diniz, 2019 – Projeto Raeesa)

Tabela 1. Quantitativo de resíduos aterrados ao longo dos anos no ACJC, comparados com os apresentados por Carneiro (2002), Filho (2017 – Projeto Raeesa) e Diniz (2019 – Projeto Raeesa)

Ano	Resíduos Aterrados (t) Carneiro (2002)**	Resíduos Aterrados (t) Filho (2017)	Resíduos Aterrados (t)
1966	18.232	10.674	41.634
1967	34.254	27.311	44.638
1968	26.427	21.244	47.858
1969	20.138	19.243	51.311
1970	36.388	32.354	55.012
1971	56.311	50.464	58.981
1972	72.580	66.982	63.236
1973	66.272	63.505	67.798
1974	56.311	52.625	72.689
1975	60.961	59.739	77.932
1976	82.541	80.115	83.555
1977	97.153	92.211	92.192
1978	96.155	93.157	96.045
1979	107.114	103.349	102.974
1980	122.386	121.032	110.402
1981	128.694	126.526	118.367
1982	146.959	145.149	126.906
1983	177.841	171.075	136.061
1984	152.270	147.703	145.876
1985	152.270	149.044	156.400
1986	186.804	181.986	167.683
1987	186.804	185.851	179.780
1988	152.762	149.917	192.749

Ano	Resíduos Aterrados (t) Carneiro (2002)**	Resíduos Aterrados (t) Filho (2017)	Resíduos Aterrados (t)
1989	150.834	150.168	206.654
1990	180.496	176.646	221.562
1991	351.657	352.250	237.546
1992	304.143	306.962	254.683
1993	288.121	285.112	273.056
1994	297.514	298.496	292.755
1995	339.503	340.965	340.965
1996	441.712	444.196	444.196
1997	541.160	538.782	538.175
1998	581.208	581.754	581.754
1999	529.005	527.614	527.614
2000	558.852	560.544	444.646
2001	-	581.779	476.724
2002	-	603.974	828.286
2003	-	624.131	735.511
2004	-	666.863	864.527
2005	-	689.863	846.669
2006	-	713.105	891.764
2007	-	746.182	623.910
2008	-	792.621	690.190
2009	-	815.428	747.936
2010	-	798.585	776.141
2011	-	816.856	820.327
2012	-	834.529	816.594
2013	-	899.303	822.438
2014	-	928.019	856.571
2015	-	956.665	887.220
2016	-	967.980	830.055
2017	-		557.635
2018	-		34.852
Total (1966 a 2000)	6.801.834	6.714.742	6.653.684
Total (2000 a 2018)	-	12.435.465	13.107.350
Total Geral	**-**	**19.150.207**	**19.761.034**

5. ASSINATURA GEOELÉTRICA DO MACIÇO DE RESÍDUOS DO ACJC

Métodos geoelétricos são amplamente utilizados na investigação da subsuperfície em áreas de descarte de resíduos. O imageamento elétrico, ou Tomografia de Resistividade Elétrica (TRE), é a técnica mais aplicada para determinação da assinatura geoelétrica de áreas controladas de despejos de Resíduos Sólidos Urbanos. Nesta fase do projeto, a utilização da TER teve como objetivo auxiliar na determinação da espessura máxima dos resíduos aterrados na área do maciço principal e na indicação dos pontos dos ensaios geotécnicos a serem realiza-

dos em campo.

Como um método de investigação indireto, a qualidade dos dados influencia fortemente na interpretação dos resultados. A qualidade das medidas observadas no levantamento executado na área do projeto foi excelente e está relacionada a vários fatores, incluindo a relação sinal/ruído nas medições de diferença de potencial, baixíssimas resistências de contato, reduzidos erros de espaçamento relacionados à medição nas posições de eletrodos e adequada configuração dos arranjos de eletrodos escolhidos para a aquisição dos dados em campo. Em campo foram utilizados quatro arranjos de eletrodos: dipolo-dipolo, polo-dipolo, Wenner-Schlumberger e Wenner. Para efeito prático aos objetivos deste relatório, somente os resultados obtidos com o arranjo Wenner-Schlumberger são apresentados. Para detalhes da aquisição e processamento, consultar o trabalho de Guedes (2019) - Projeto Raeesa.

As aquisições geoelétricas na área do Aterro Controlado do Jockey Clube (ACJC) consistiram na realização de investigações de resistividade elétrica 2D ao longo de seções na parte superior do maciço. No primeiro momento, previram-se investigações transpassando toda a estrutura do maciço, entretanto, com o fluxo intenso de veículos durante a semana e a falta de segurança para executar atividades nos domingos, a equipe propôs e desenvolveu atividades geofísicas nos locais que não inviabilizavam o trânsito de veículos.

Nas primeiras campanhas de campo, adquiriram-se quatro seções 2D (Figura 6) com a técnica da tomografia elétrica de superfície, amplamente conhecida no Brasil como caminhamento elétrico. O objetivo da investigação geofísica foi determinar as espessuras dos pacotes de resíduos sólidos domésticos e de Resíduos de Construção Civil (RCC).

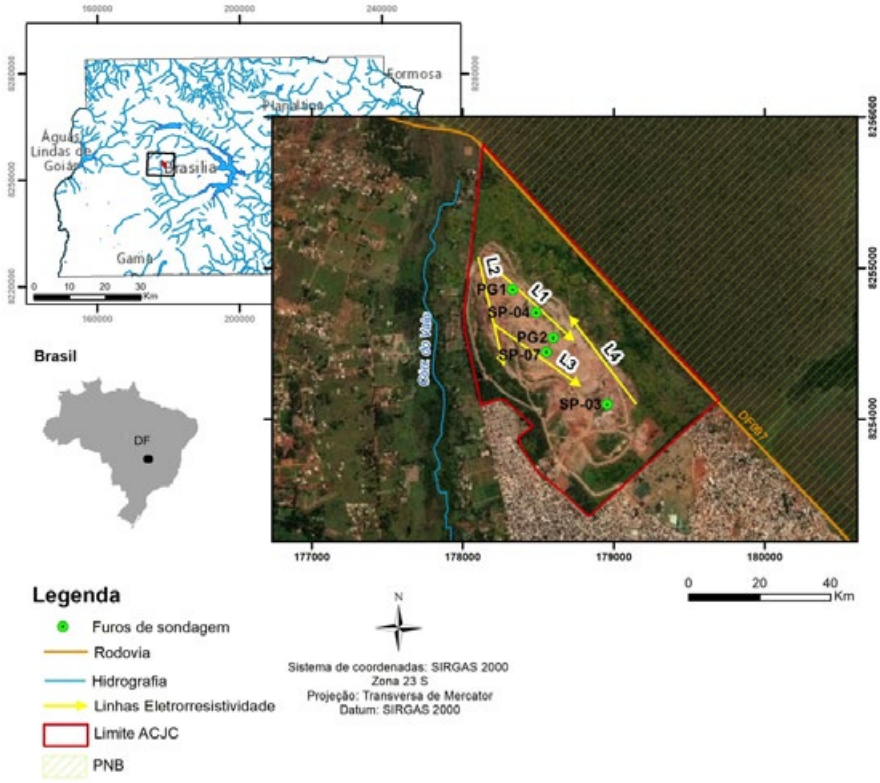


Figura 6. Mapa com a localização das linhas de eletrorresistividade L1 a L4, e os furos de sondagem SP-

04, SP-03 e SP-07 (1997), e PG1 e PG2 (2020)

Nas aquisições de dados de resistividade elétrica, optou-se por usar quatro configurações de arranjos eletródicos que tinham a maior eficiência na determinação de plumas de contaminação (dipolo-dipolo e polo-dipolo), delimitação de interfaces de camadas horizontalizadas (Wenner) e maior profundidade de penetração com boa resolução vertical (Wenner-Schlumberger). Os dados foram adquiridos com o eletrorresistivímetro multieletródico SYSCAL PRO 72 (Iris Instruments), usando-se cabos conectados a 72 eletrodos, e espaçamento entre os eletrodos de 10 metros.

Durante os registros dos dados, obtiveram-se valores de correntes e potenciais elétricos de 23 a 32 níveis de profundidade, a depender do arranjo eletródico (Tabela 2). Os registros de resistência elétrica calculados para cada ponto investigado do subsolo foram convertidos em valores de resistividade aparente pela multiplicação dos fatores geométricos apropriados para cada arranjo de eletrodos.

Tabela 2. Parâmetros usados durante a aquisição de dados de resistividade elétrica na área do ASJC

Parâmetros	Arranjos Eletródicos			
	DD	PD	WN	WS
N.° de eletrodos	72	73	72	72
N.° de dados	1.636	1.705	828	1.216
Comprimento da linha (m)	710	710	710	710
Voltagem (Vab)	400	400	400	400
Tempo de injeção (ms)	250	250	250	250
Profundidade de investigação aproximada	80	120	120	120

A modelagem inversa dos dados de campo aconteceu no *software* Res2dinv (Geotomo Software, Licença do Instituto de Geociências), usando-se o método regularizado dos mínimos quadrados otimizados (Sasaki, 1992). Os modelos gerados a partir dos dados obtidos com os arranjos eletródicos mostraram fortes heterogeneidades em função das características composicionais dos resíduos. Assim, com um conjunto de informações geológicas provenientes de três poços construídos na área, na década de 1990, e dois poços construídos pelo Projeto Raeesa, realizaram-se análises de consistência de modelos geofísicos.

Com as informações geológicas, a equipe de geofísica analisou os resultados individualmente de cada arranjo e também concatenou os conjuntos de dados de resistividade dos arranjos eletródicos usados em campo. O agrupamento dos dados resultou em seções de resistividade elétrica com os arranjos Wenner-Wenner Shlumberger (WN-WS), Wenner-Dipolo Dipolo (WN-DD), Wenner – Polo Dipolo (WN-PD), Wenner Shlumberger – Dipolo Dipolo (WS-DD), e Dipolo Dipolo – Polo Dipolo (DD-PD).

Após o agrupamento, usou-se o método de inversão robusta (norma L1) para a geração dos modelos geoelétricos para a seção DD-PD, visto que esta configuração apresentou maior ajuste com os dados geológicos (Figura 3).

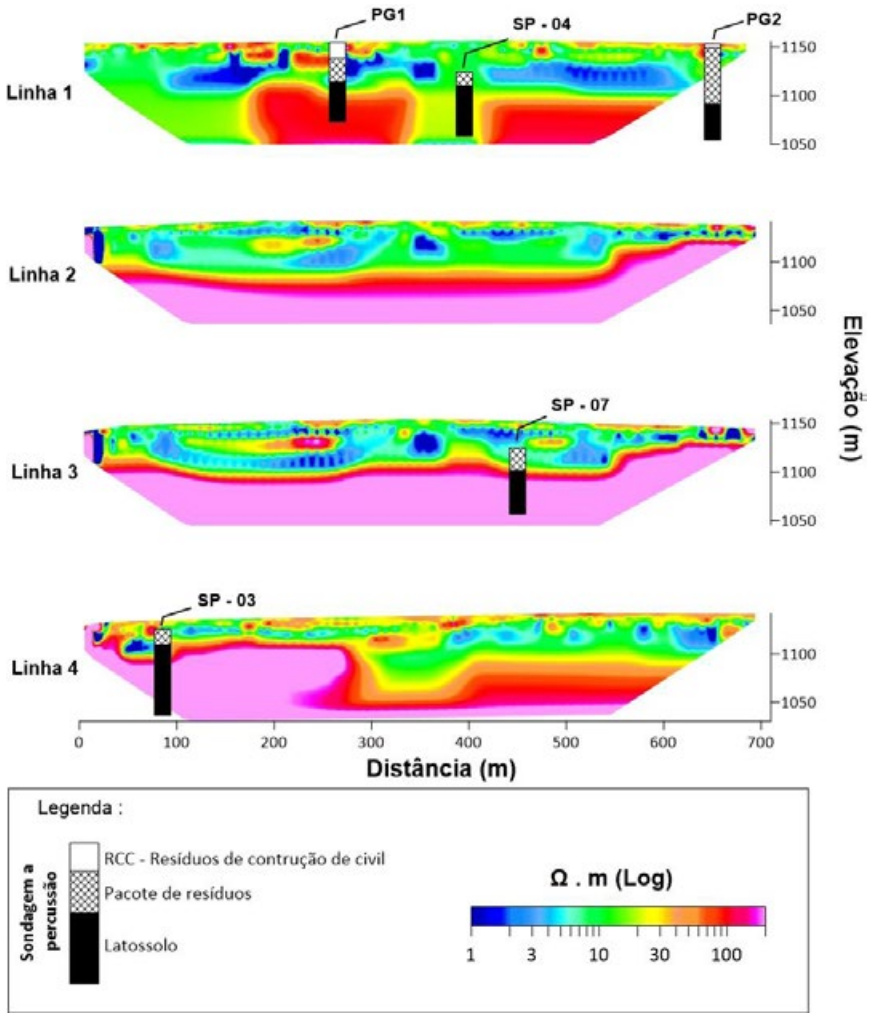


Figura 7. Modelos de resistividade elétrica das linhas 1 a 4, com a combinação dos DD e PD, com a projeção das sondagens geológicas de 1997 e de 2020

Os resultados obtidos no imageamento elétrico mostraram horizontes geoelétricos de baixa resistividade (1 Ω.m a 250 Ω.m), sem muitos contrastes entre os níveis de investigação em profundidade. Este pequeno intervalo de valores de resistividade elétrica sugere que há influência do lixiviado em todos os perfis analisados, principalmente no pacote de resíduos, em que os valores de resistividades são menores (1 Ω.m a 20 Ω.m).

As informações geológicas dos furos de sondagem executados em 2020 (PG1 e PG2) e em 1997 (SP-03, SP-04, SP-07; Pereira *et al*., 1997) foram utilizadas como informação direta de valores de cotas para amarrar o topo e base do pacote de resíduos. Os valores de resistividade referentes à cota da posição dos furos foram extraídos das seções 2D e, posteriormente, elaborado uma superfície geoelétrica referente ao topo e à base do pacote de resíduos para cada combinação de arranjos (Figura 8). Vale ressaltar que os furos de Pereira *et al.* (1997) não estão posicionados exatamente sobre as linhas de eletrorresistividade. Portanto, os furos SP-03, SP-04, SP-07 foram deslocados 150m, 30m e 70m em direção às linhas, respectivamente. Com essa abordagem, no-

ta-se, como esperado, que não há uma forte variação topográfica da base do aterro.

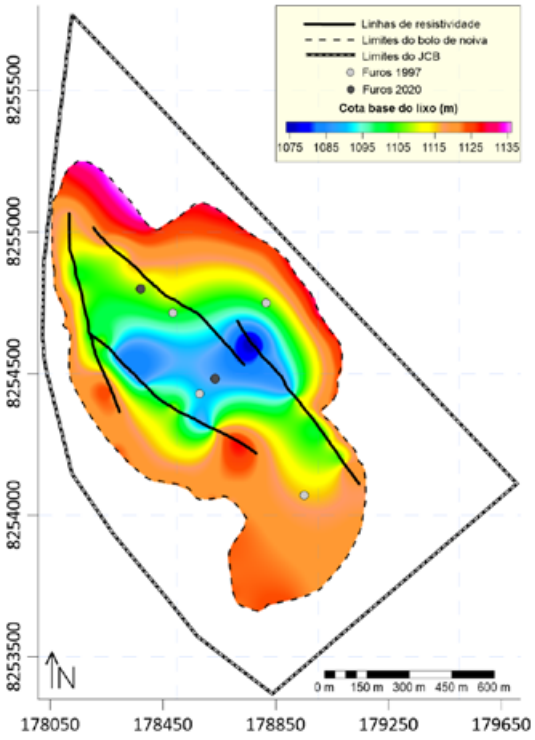


Figura 8. Mapa da superfície interpolada do nível referente à base do resíduo obtido pela interpretação da assinatura geoelétrica

Concomitante, foi elaborada uma superfície topográfica para a base e topo dos resíduos a partir das informações de cotas dos resultados de quatro sondagens de Pereira *et al*. (1997) e as duas sondagens do ano de 2020 (Figura 9). Os resultados das superfícies geoelétricas foram correlacionados com os resultados da superfície topográfica da sondagem. A superfície geoelétrica com maior coerência foi a combinação de arranjo DD-PD (erro médio absoluto de 5,94m). A diferença absoluta entre as superfícies do nível da base do resíduo obtidas pela interpretação da assinatura geoelétrica e pela informação direta das sondagens pode ser observada na Figura 10.

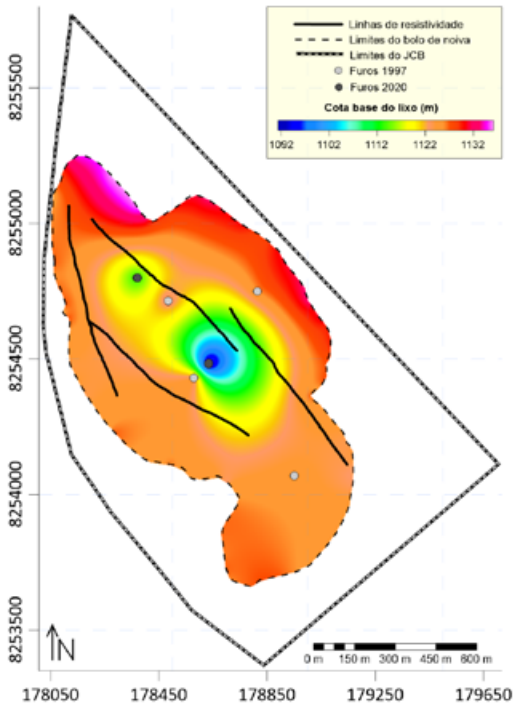


Figura 9. Mapa da superfície interpolada do nível referente à base do resíduo obtido pelos furos de sondagem (1997 e 2020)

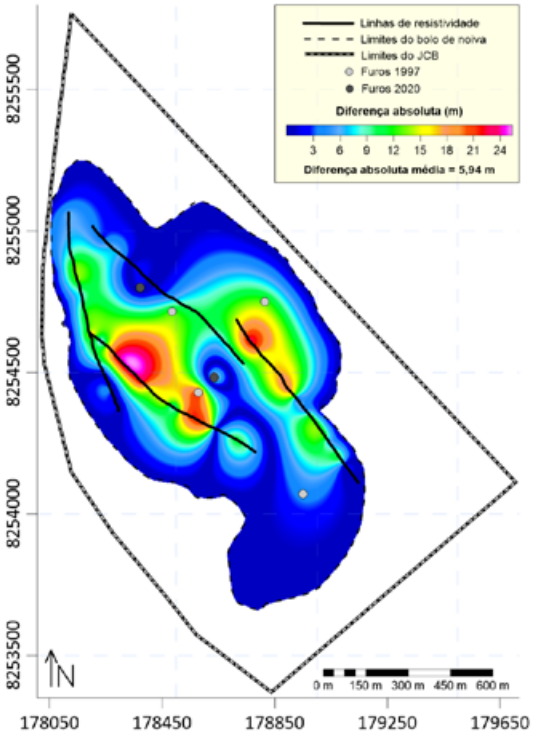


Figura 10. Mapa da diferença absoluta entre as superfícies do nível da base do resíduo obtidas pela interpretação da assinatura geoelétrica e pela informação direta dos furos de sondagem

A partir dos modelos da combinação de arranjos DD-PD, elaborou-se um mapa da espessura interpolada da camada de resíduos do maciço central do ACJC (Figura 11), a distribuição da espessura da camada de RCC no maciço central para 2019 indicando uma ordem de grandeza de 7,0 x 10^6 (m^3) de cobertura e um modelo 3D do aterro JCB, que inclui a camada de RCC e camada de resíduos (Figura 12).

O modelo de espessura calculado neste modelo pela interpretação geofísica apresentou um volume de cerca de 24.947.410 m^3 de material (cobertura de RCC + camada de resíduos). Para uma comparação destes resultados com os obtidos de toneladas de resíduos aterrados, seria necessário um conjunto muito robusto de densidades após décadas aterrados, o que infelizmente ainda não há disponibilização. Alguns cálculos provisórios, a partir de densidades de resíduos novos, tipos de resíduos, porcentagens relativas estão em desenvolvimento para verificação e planejamento de novas pesquisas nesta área.

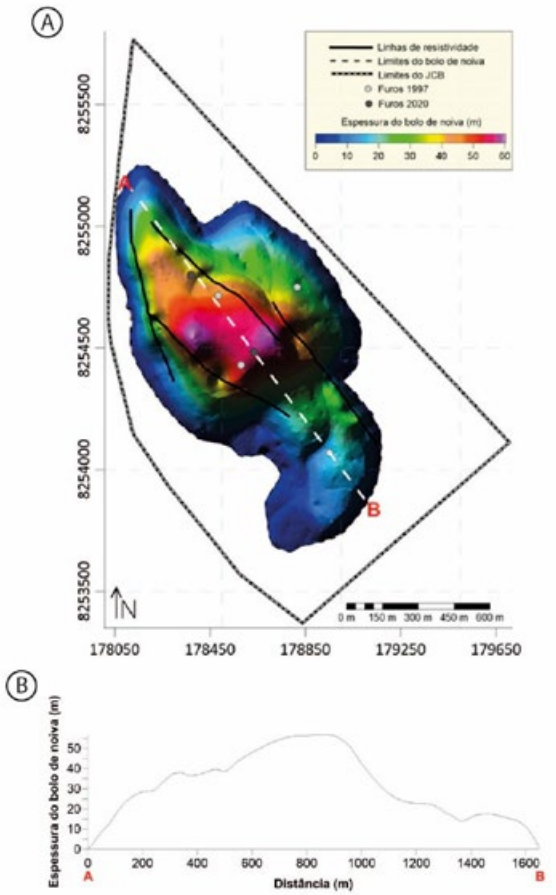


Figura 11. A) Mapa da espessura do maciço central do aterro ACJC (camada de RCC e camada de resíduos). B) Perfil 1D (NO-SE) da espessura do maciço central do ACJC (camada de RCC e camada de resíduos)

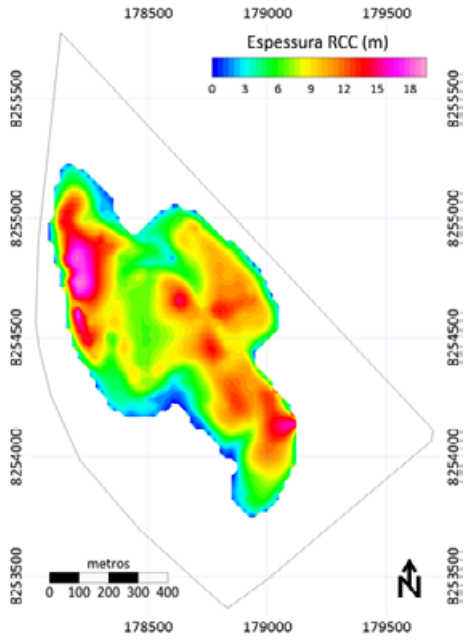


Figura 12. Mapa da espessura da camada de RCC no maciço central do aterro ACJC

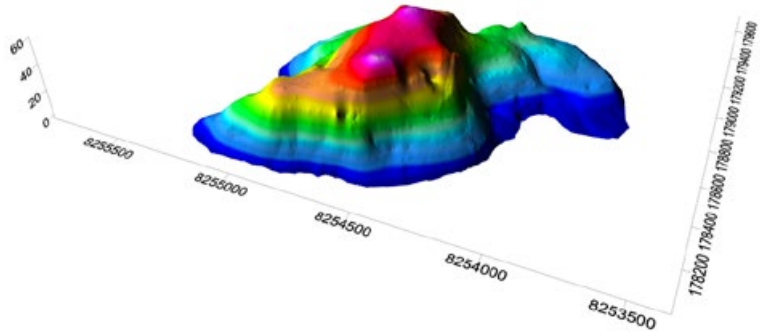


Figura 13. Modelo 3D da espessura do maciço central do ACJC (camada de RCC e camada de resíduos)

6. SITUAÇÃO ATUAL DA ÁREA

Com o encerramento das atividades naquela área como aterro controlado, foi dado prosseguimento de utilização de uma área já antropizada para atividades de recebimento de resíduos da construção civil (Unidade de Recebimento de Entulho - URE). Além de receber resíduos de construção civil, é comum a entrada de caminhões com podas e galhos descarregando no local. Para que essa atividade de recebimento fosse iniciada, o Sistema de Limpeza Urbana do Distrito Federal (SLU) implementou o Sistema de Gestão de Resíduos da Construção Civil.

Entre janeiro e setembro de 2019 aproximadamente 1.100.000 toneladas de resíduos foram recepcionados pela URE (SLU, 2019). Internamente à área da URE, foi licitada a instalação de Usina de Beneficiamento de Resíduos da Construção Civil que processa uma parte dos resíduos que entram na URE produzindo agregados (brita e areia) que são reaproveitados para diversas obras civis no Distrito Federal.

REFERÊNCIAS

[1] Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1992). ABNT *NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos*. ABNT.

[2] ABRELPE. (2013). *Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos*, 172. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/arquivos/ atlas_portugues_2013.pdf>. Acessado em 8 de setembro de 2018.

[3] CAVALCANTI, M. M.; BORGES, W. R.; STOLLBER, R.; ROCHA, M. P.; CUNHA, L. S.; SEIMETZ, E. X.; NOGUEIRA, P. V.; OLIVEIRA E SOUSA, F. R. F. R. (2014). *Levantamento Geofísico (Eletrorresistividade) nos Limites do Aterro Controlado do Jokey Clube*, Vila Estrutural, Brasília, DF. Geociências. V. 33, n.º 2, p. 298-313.

[4] CHAMBERS, J. E.; KURAS, O.; MELDRUM, P. I.; OGILVY, R. D.; HOLLANDS, J. (2006). *Electrical resistivity tomography applied to geologic, hydrogeologic, and engineering investigations at a former waste-disposal site. Geophysics*. V. 71, n.º 6, p. B231-B239.

[5] DAHLIN, T.; ZHOU, B. (2004). *A numerical comparison of 2D resistivity imaging with 10 electrode arrays. Geophysical Prospecting*. V. 52, p. 379-398.

[6] DAHLIN, T.; ZHOU, B. (2006). *Multiple-gradient array measurements for multi-channel 2D resistivity imaging*. Near Surface Geophysics. V. 4(2), p. 113-123.

[7] GEOTOMO. (2010). *RES2DINV version 3.59. Rapid 2D resistivity & IP inversion using the least squares method*. Penang, Malaysia, 151 p.

[8] LOKE, M. H.; ACWORTH, I.; DAHLIN, T. (2003). *A comparison of smooth and blocky inversion methods in 2D electrical imaging surveys*. Exploration Geophysics. V. 34, p. 182-187.

[9] LOKE, M. H.; DAHLIN, T. (2002). *A comparison of the Gauss–Newton and quasi-Newton methods in resistivity imaging inversion*. Journal of Applied Geophysics. V. 49, p. 149-162.

[10] PEREIRA, J. H. F.; PASTORE, E. L.; BERNARDES, R. S.; SOUZA, N. M.; CARVALHO, J. C. (1997). *Estudos Geológico-Geotécnicos para o Planejamento e Projeto de Disposição de Resíduos Urbanos do Aterro de Lixo do Jóquei*. Relatório Final. V. 4, Universidade de Brasília - UnB, 86 p.

[11] ZHOU, B.; DAHLIN, T. (2003). *Properties and effects of measurement errors on 2D resistivity imaging surveying*. Near Surface Geophysics. V. 1, p. 105-117.

[12] BRASIL. (2016). *Instrução Normativa nº 89 de 23 de setembro de 2016. Regulamenta procedimentos no âmbito do SLU do DF e dispõe sobre as normas a serem observadas pelos grandes geradores de resíduos sólidos e prestadores de serviços de transporte e coleta, bem como pelos responsáveis pela realização de eventos em áreas, vias e logradouros públicos*. SINJ-DF. Brasília, DF, 23 de setembro de 2016. Seção 2, Art. 21. Disponível em: <http://www.tc.df.gov.br/sinj/Norma/efcbf09c15af42ab92c0d5d26241bbe9/Instru_o_Normati va_89_23_09_2016.html>. Acesso em: 10 de outubro de 2018.

[13] BRASIL. (2010). *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS. Altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*. Brasília, DF, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato20072010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 9 de outubro de 2018.

[14] BRASIL (2017*). Decreto n*º 9.082, de 26 de junho de 2017. Institui o Fórum Brasileiro de Mudança do Clima. Presidência da República, Casa Civil. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/d9082.htm>. Acesso em: 15 de novembro de 2018.

[15] CARNEIRO, C. D. R.; DA SILVA, F. G. (2012). *Geotecnologias como recurso didático no ensino de geografia: experiência com o Google Earth*. Caminhos de Geografia, 13(41).

[16] CAVALCANTI, M. M. (2013). *Aplicação de métodos geoelétricos no delineamento da pluma de contaminação nos limites do Aterro Controlado do Jokey Clube de Brasília – DF*. 2013. 111p. Dissertação de Mestrado – Instituto de Geociências, Geofísica Aplicada, Universidade de Brasília – UnB. Brasília, DF, 2013.

[17] CETESB (2006*). Biogás: Projetos e Pesquisas no Brasil.* Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo: SMA, 2006.

[18] DEL REY, G. O.; SANTOS, R. V.; CUNHA, L. S.; FERREIRA, G. S. (2020). *Seasonal variations of geochemical parameters for a tropical landfill: Implications for landfill stabilization. Applied Geochemistry, 121* (2020). Available at: https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2020.104686.

[19] DINIZ, M.S.; NISIYAMA, F. L.; BATTAGLINI, N. M. C. L. G.; CAMARGO, F. R. T.; LACERDA, G. V.C.; FLEURY, F. B. C.; SILVA, L. S.; SILVA JR., E. E. A.; CAVALCANTE, A.L.B. (2019). *Estudo da Acurácia Posicional de Dados Geoespaciais Obtidos com RPA Mediante a Metodologia Proposta para Verificação do Padrão de Exatidão Cartográfica (PEC)*. In: ANAIS DO XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2019, Santos. Anais eletrônicos. Campinas, GALOÁ, 2019. Disponível em: <https://proceedings.science/sbsr-2019/papers/estudo-da-acuraciaposicional-de-dados-geoespaciais-obtidos-com-rpa-mediante-a-metodologia-proposta-paraverificacao-do->. Acesso em: 7 de junho de 2019.

[20] DINIZ, M. S. (2019, In Press). *Modelagem Regional do Fluxo de Contaminantes Inorgânicos sob as Condições Não Saturada e Transiente aplicada ao Aterro Controlado do Jóquei Clube (ACJC)*. Dissertação de Mestrado submetida ao Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília - UnB.

[21] EIA (2018). *Energy and the Environment Explained. Greenhouse Gases*. Disponível em: <https://www.eia.gov/energyexplained/index.php?page=environment_about_ghg>. Acesso em 13 de outubro de 2018.

[22] EPA (1995). *Compilation of Air Pollutant Emission Factors (AP-42), Volume 1: Stationary Point and Area Sources, 5th ed., Chapter 2.4: Municipal Solid Waste Landfills*. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC.

[23] EPA (2012). *International Best Practices Guide for LFGE Projects*. Global Methane Initiative. 89p.

[24] EPA (2017). *United States Environmental Protection Agency*. Learn About Biogas Recovery. Disponível em: <https://www.epa.gov/agstar/learn-about-biogas-recovery>. Acesso em: 16 de novembro de 2018.

[25] FILHO, A. M. (2018). *Hibridização de gás confinado em depósitos de resíduo sólido urbano com heliotérmica para geração de energia – o caso do Lixão da Estrutural no DF*. Dissertação de Mestrado em Ciências Mecânicas, Publicação ENM.DM - 272/2018, Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de Brasília - UnB, Brasília, DF, 105 p.

[26] GIMENES, E.; HISING, E. G1 PR (2017). CETESB. *Aterros sanitários, aterros controlados e lixões: entenda o destino do lixo no Paraná*. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/biogas/2017/08/01/aterros-sanitarios-aterros-controlados-e-lixoesentenda-o-destino-do-lixo-no-parana/>. Acesso em: 22 de setembro de 2018.

[27] GUEDES, V. J. C. B. (2019). *Caracterização da assinatura sísmica e geoelétrica do aterro jockey clube de Brasília*. Trabalho Final de Graduação, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília - UnB, Brasília, DF, 74 p.

[28] SLU-IBRAM (1978). *As Características Físicas e Químicas do Lixo no Distrito Federal*.

[29] AMORIM, V.; AGUIAR, M. *Gerência de Programação e Organização do Serviço Autônomo de Limpeza Urbana* - DF. 31 p.

[30] JAKOB, A. A. E.; YOUNG, A. F. (2016). *O uso de métodos de interpolação espacial de dados nas análises sociodemográficas*. Anais, p. 1-22, 2016.

[31] NISIYAMA, F. L. (2019). *Ferramenta Computacional para Avaliação de Risco a Saúde Humana em Áreas Contaminadas - Caso de Estudo: Aterro Controlado do Jóquei Clube de Brasília/DF*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Publicação G.DM 328/2019, Universidade de Brasília - UnB, Brasília, DF, 202 p.

[32] PEREIRA, R. R. (2015). *O lixão de Brasília. Retrato do Brasil*. Ed. 98.

[33] PROGEA. (2005). *Plano de Encerramento do Aterro Controlado do Jóquei*. Belacap, 2005.

[34] SALGADO, G. S. M. (2016). Ano 2, n.º 9, agosto de 2016. *Análise da situação atual do lixão da Estrutural. Textos para discussão/Assessoria Legislativa da Câmara Legislativa do Distrito Federal*, 2(9).

[35] SLU (2013). MACHADO, A. L. Conselheira Relatora. *Auditoria Operacional no Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal*. Sumário Executivo.

[36] SLU (2015). *Relatório da Análise Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos no Distrito Federal*. Serviço de Limpeza Urbana, 2015.

[37] SLU (2016). *Construindo um novo modelo de gestão dos resíduos sólidos no DF*. Relatório de Atividades do SLU, 2016.

[38] SLU (2017). *Um ano de operação do Aterro Sanitário e tudo pronto para fechar o lixão*. Relatório de Atividades do SLU, 2017.

[39] SLU (2018). *Lixão fechado e URE em operação*. Relatório de Atividades do SLU – 1º Trimestre de 2018.

[40] SLU (2019). *Despacho SEI-GDF*. Assinado eletronicamente por Cecilia de Faria Sampaio em 20 de fevereiro de 2019, conforme o art. 6º do Decreto n.º 36.756. Disponível em: <https://sei.df.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&acao_origem= documento_conferir&lang=pt_BR&id_orgao_acesso_externo=0>. Acesso em: março de 2019.

[41] VALOR AMBIENTAL (2019). *Marcos Superficiais do Mapa de Queimadores*. Disponibilizado, como documento interno, para auxiliar o Projeto RAEESA.

CAPÍTULO 5

Aproveitamento do Recurso Solar em Áreas de Lixões Desativados – Tecnologias, Desafios e Oportunidades

Ana Rafaela Sobrinho de Miranda
Anésio de Leles Ferreira Filho
Mario Benjamim Baptista Siqueira
Rafael Amaral Shayani
Sergio de Oliveira Frontin

Foto: Worklife Siemens/flickr

RESUMO

A geração de energia renovável por meio de sistemas solares fotovoltaicos em aterros de Resíduos Sólidos Urbanos apresenta diversas vantagens, visto que há uma complementariedade entre eles. Entretanto, considerando as características típicas de aterros, devem-se analisar as restrições que são impostas ao projeto do sistema fotovoltaico, além dos impactos que esse sistema de geração de energia pode causar no próprio aterro. As tecnologias híbridas de geração de eletricidade, com a associação de tecnologias heliotérmicas com gás de aterro e/ou CDR pode ser uma alternativa interessante para o aproveitamento do recurso energético de lixões desativados. No entanto, esse conceito, apesar da existência de instalações comerciais e de diversos artigos de hibridização na literatura comprovando a sua viabilidade, ainda necessita de estudos aplicados à utilização do contexto *WtE*. Novas ferramentas de análise econômica do aproveitamento do recurso energético de lixões desativados devem ser aplicadas, além do custo nivelado de energia, métrica mais utilizada para estudos de viabilidade econômica de tecnologias de geração de energia elétrica. Análises de risco, indicadores econômicos e ambientes de comercialização de eletricidade específicos da realidade brasileira devem ser considerados.

1. INTRODUÇÃO

A Lei n.º 12.305/10 de 2 de agosto de 2010 instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, PNRS (Presidência da República, 2010). A Lei prevê a elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos e, no seu artigo 15, institui que no referido Plano deve conter "*metas para a eliminação e recuperação de lixões*" (inciso V) e "*metas para o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos*" (inciso IV). O Plano Nacional de Resíduos Sólidos foi elaborado em 2012 (MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2012) e previa que a totalidade dos lixões estariam desativados até o final de 2014 (Meta 1 de Resíduos Sólidos Urbanos) e que a partir de 2015 estas áreas entrariam em processo de "reabilitação", com ações de "*queima pontual, captação de gases para geração de energia mediante estudo de viabilidade técnica e econômica, coleta do chorume, drenagem pluvial, compactação da massa, cobertura com solo e cobertura vegetal*". Apesar do atraso na aplicação das ações referentes a essas metas, os gestores municipais de Resíduos Sólidos eventualmente terão que se adequar a essas diretrizes em que o aproveitamento energético, além de uma obrigação, pode ser uma oportunidade.

A gestão do processo de encerramento de lixões e aterros controlados envolve uma forte temática que não está inserida somente nos âmbitos ambiental e econômico, mas também muito submersa na questão social da ocupação irregular humana de locais que passam a ser ociosos e sem segurança. De um lado, a complexidade técnica cerca o gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos e cria uma barreira no processo de encerramento dos lixões; de outro, a indisponibilidade de recursos financeiros suficientes para reverter o quadro de danos ambientais, promover o necessário processo de recuperação ambiental e equacionar o problema de reutilização do local degradado, forma os principais problemas de um cenário complexo. Nesse sentido, as mais recentes abordagens tecnológicas para o aproveitamento dos recursos energéticos de lixões têm sido direcionadas para um conjunto de soluções sustentáveis integradas, direcionadas aos benefícios econômicos, sociais e ambientais de um processo de recuperação energética.

A utilização de áreas de antigos aterros que foram encerrados para geração de energia tem se tornado forte tendência mundial, segundo a USEPA (2015). Vale ser citada, dentro do cenário mundial, a iniciativa *RE-Powering America's Lands* da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency - EPA*), que promove práticas para incluir geração de energia renovável, principalmente solar, na reutilização de antigos aterros e locais contaminados. No estudo, mapearam-se 1.600 aterros com potencial para geração de energia renovável nos EUA (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-Johnson, *et al*., 2013).

Dado o caráter restritivo aplicado aos aterros sanitários irregulares (lixões e aterros controlados), a hibridização entre usinas de aproveitamento energético de resíduos (*Waste to Energy – WtE*) e energia solar (fotovoltaica e heliotérmica) está se tornando cada vez mais estudada, sendo tratada como uma iniciativa promissora e compensatória (Peterseim *et al*., 2012). Sadi & Arabkoohsar (2019) indicam que uma usina híbrida que envolve incineração de resíduos e energia heliotérmica (ou *Concentrated Solar Power – CSP*) de 10 MWe[1] pode evitar expressivamente as emissões de dióxido de carbono.

O atual estado de conhecimento mostra que a instalação de sistemas fotovoltaicos (PV, do inglês *Photovoltaic*) é significativamente favorecida pelas áreas ociosas de aterros que foram encerrados. Diversas vantagens podem ser consideradas nesse sentido, ressaltando que um lixão encerrado é um campo aberto que não representa potencial para uso agrícola, cujo reaproveitamento não deveria afetar o ecossistema, dado que se trata de áreas tipicamente localizadas distantes de espaços ambientalmente protegidos (Szabó *et al*., 2017). Contudo, deve-se levar em consideração que a implementação de sistemas de energia solar em aterros depende criteriosamente das condições em que se encontra a área, características de infraestrutura, declividade, índices de recalques, estabilidade, sistemas de controle de erosão, de águas pluviais e sistemas de coleta de gás e chorume do aterro (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-Johnson, *et al*., 2013).

Nesse sentido, cabe ressaltar o entendimento de que a complementariedade da energia solar na recuperação energética de Resíduos Sólidos Urbanos favorece substancialmente a exploração das sinergias existentes entre energia e gestão de resíduos sólidos. Além disso, possibilita uma reutilização mais viável, economicamente e ambientalmente, de locais que geralmente estão próximos a áreas com alta demanda de energia elétrica e que representam áreas de periculosidade para o desenvolvimento residencial e imobiliário (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-Johnson, *et al*., 2013).

A hibridização surge com um conceito complementar de tornar a produção de eletricidade estável, a partir de fontes renováveis intermitentes, elevando de forma sustentável o fator de capacidade e confiabilidade da planta de geração. Considerando-se a intermitência de determinados recursos naturais, a hibridização envolve integrar as fontes de energia, de forma que a redução temporária de um recurso natural, como o solar, seja compensada por sistemas de reserva (Parrado *et al*., 2016).

1 "O termo Watt Elétrico (We) corresponde à produção de potência elétrica. Seus múltiplos principais são o Megawatt Elétrico (MWe) e o Gigawatt Elétrico (GWe). A potência de uma usina é geralmente expressa sob a forma de potência elétrica (em MWe)." (Veiga, 2011).

Forte conexão é vista entre o conceito de hibridização dos recursos energéticos e o processo de remediação ambiental de aterros sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos, onde a ideia torna-se ainda mais promissora por conduzir de forma eficiente a diversidade das fontes de geração de energia de locais degradados com técnicas de recuperação energética. Quando comparados aos sistemas autônomos de energia solar, os sistemas híbridos apresentam ganhos econômicos e ambientais, em que são identificados menores investimentos iniciais e maior conversão e eficiência energéticas (Bernardos *et al.*, 2013).

Por definição, Barbosa (2006) trata um sistema híbrido como aquele que contém mais de uma fonte de geração de energia, com custos econômicos mínimos e de forma otimizada. Quanto à carga ou à rede elétrica desse tipo de sistema, estas podem ser isoladas ou conectadas a outras redes (Pinho, 2008; Barbosa, 2006).

Apesar de a aplicação da hibridização, no que concerne a arranjos tecnológicos entre *WtE* e Energia Solar, ainda ser incipiente e inovadora no atual contexto global, é possível identificar algumas importantes iniciativas no caminho da reutilização de aterros, por sua vez, integrada à geração de energia a partir de fontes renováveis. Em termos científicos, podem ser citadas algumas ações evolutivas de sistemas híbridos, sendo que a fonte solar é utilizada como uma das fontes integrantes do sistema, na grande maioria dos casos. Astolfi *et al.* (2011) estudaram um sistema térmico híbrido solar-geotérmico, analisando seu potencial baseado no ciclo *Rankine*. Hartl *et al.* (2012) trabalharam em uma planta híbrida solar-biomassa com foco no aquecimento de água em sistemas residenciais. Srinivas & Reddy (2014) desenvolveram um estudo de uma planta híbrida solar-biomassa, onde se comprovou um aumento na eficiência energética de 16% para 29%, a partir de uma participação de 50% da fonte solar na pressão da caldeira.

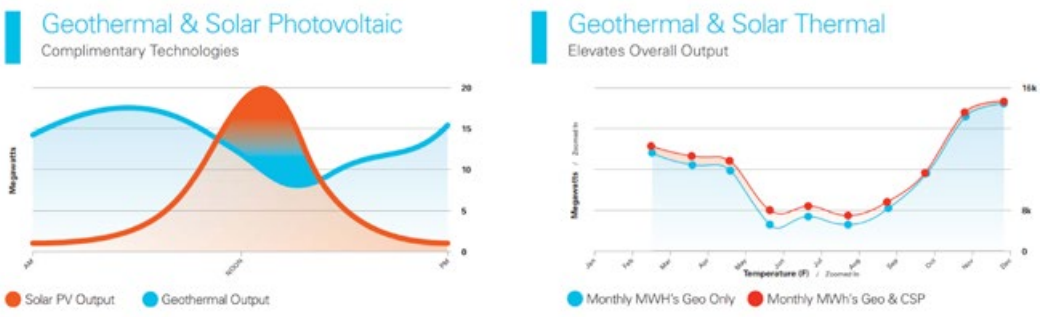
O modelo híbrido que envolve biomassa e *CSP* é um dos mais aceitos, com um custo relativamente baixo e uma configuração que proporciona maior estabilidade de operação e aumento na produção de eletricidade, quando comparada com um sistema *CSP* autônomo (Juergen H. Peterseim *et al.*, 2014). Nesse sentido, a sinergia entre as fontes de geração de eletricidade que compõem uma planta híbrida é categorizada por Peterseim *et al.* (2014) mediante o conceito de hibridização para a tecnologia *CSP*. São apresentadas três formas de hibridização em relação ao nível de dependência entre as fontes, sendo elas:

- *Sinergias híbridas leves:* arranjo híbrido onde há o compartilhamento de infraestrutura da planta, sendo que a operacionalização de cada tecnologia e seus equipamentos é independente;
- *Sinergias híbridas médias:* arranjo híbrido que ocorre quando existe o compartilhamento de equipamentos principais (turbina, condensador), e as duas tecnologias estão fisicamente ligadas entre si; e
- *Sinergias híbridas fortes:* ocorre quando a tecnologia *CSP* está fisicamente conectada a outro tipo de tecnologia de geração. Nesse caso, a participação do componente solar é de cerca de 30%, com compartilhamento do equipamento principal.

Fora da esfera de aplicações em aterros, mas muito inserido ao conceito de hibridização, vale mencionar o emblemático arranjo tecnológico da Usina *Stillwater* (Figura 1), construída pela *Enel Green Power North America* em Nevada (EUA), que é um dos primeiros exemplos de hibridização entre três fontes de energia com armazenamento térmico. Até 2009, tratava-se de uma usina geotérmica convencional que, posteriormente, recebeu a inclusão de painéis fotovoltaicos e concentradores solares heliotérmicos, compondo uma planta híbrida *PV*-geotérmica-*CSP* que conseguiu aumentar a disponibilidade de energia e reduzir a intermitência característica de plantas *PV* autônomas. Trata-se de um arranjo composto por 33,1 MW de capacidade geotérmica, 26,4 MW fotovoltaica e 2 MW heliotérmica.

Figura 1. Vista aérea da planta híbrida *Stillwater* (*PV*-geotérmica-*CSP*), em Nevada – EUA. Fonte: Enel (2016)

As fontes de geração de energia trabalham de forma complementar, onde, nos dias mais ensolarados do ano, o sistema *PV* com painéis de silício policristalino é integrado ao sistema geotérmico que, consequentemente, tem sua eficiência térmica afetada, como mostram o gráfico da Figura 2a. Enquanto isso, a energia térmica da fonte solar *CSP* de Calhas Parabólicas auxilia no aquecimento do fluido geotérmico que entra na planta, aumentando, assim, a eficiência das turbinas e contribuindo para a produção global da usina (Figura 2b). Nesse caso, dados de 2015 mostraram que a contribuição do componente *CSP* aumentou em média, entre os meses de março e dezembro de 2015, um total de 3,6% da produção total.



(a) (b)

Figura 2. (a) Curva de geração do componente híbrido geotérmico-*PV* da Usina *Stillwater*, ano de 2015; **(b)** Curva de geração do componente híbrido geotérmico-*CSP* da Usina *Stillwater*, ano de 2015.
Fonte: Enel (2016)

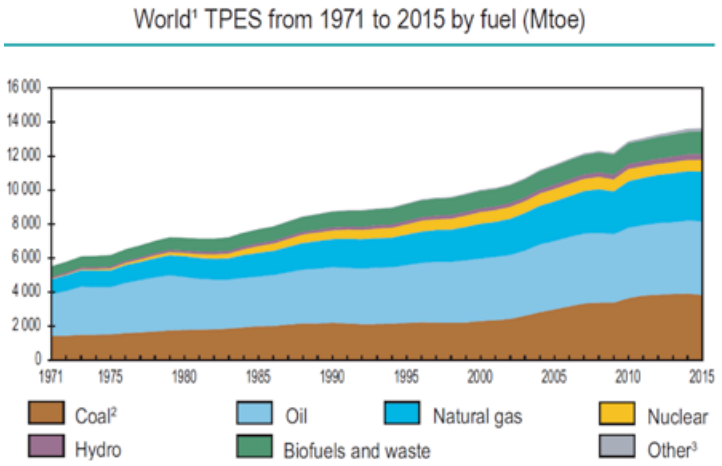
Esse exemplo demonstra o valor da hibridização na geração de energia, seja ele econômico ambiental ou social. As rotas tecnológicas de conversão de irradiação solar, fotovoltaica ou heliotérmica, são também passíveis de hibridização no contexto de aterros sanitários. Diferentes arranjos podem ser concebidos para compatibilizar os diversos aspectos envolvidos nessa complexa questão. A seguir, alguns tópicos referentes às tecnologias de conversão solar serão abordados.

2. SISTEMAS FOTOVOLTAICOS EM ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

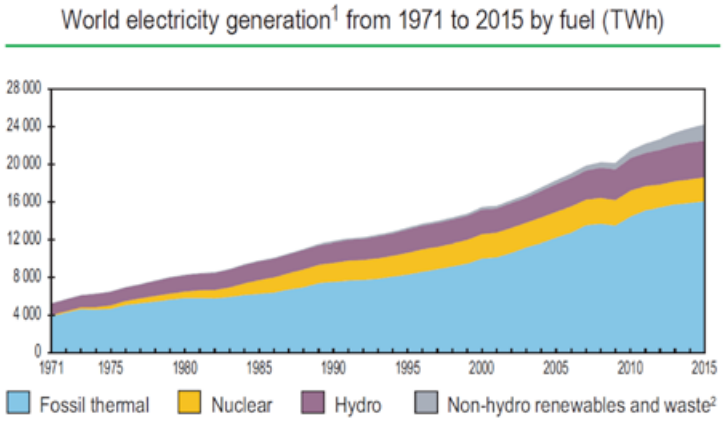
O sistema fotovoltaico é uma tecnologia inovadora de geração de eletricidade. As formas convencionais tipicamente necessitam queimar um combustível, muitas vezes de origem fóssil, para movimentar mecanicamente o eixo de um gerador, o qual converte energia mecânica em energia elétrica. Já o sistema fotovoltaico funciona de forma eletrônica, por meio do efeito fotoelétrico, onde os elétrons dispostos na célula solar absorvem a energia do sol e se tornam livres, circulando diretamente pelos condutores em forma de corrente elétrica (Frontin *et al*., 2017). Não há queima de combustível, consequentemente não emitindo gases de efeito estufa durante sua operação, além de possuir baixa manutenção e funcionar sem fazer barulho por não ter o desgaste de peças rotativas. Essas características permitem que seja gerada energia renovável em qualquer lugar que a irradiância do sol seja adequada. Tal característica possibilita que a geração de energia ocorra independentemente do solo em que o painel está instalado, sendo uma opção interessante para ocupar a área disponível em aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.

A hibridização de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos, utilizando a área disponível para geração de energia renovável em conjunto com a geração de eletricidade baseado no gás de aterro e combustíveis derivados de resíduos, promove o uso ambientalmente adequado da área degradada ociosa, propiciando também benefícios em níveis nacionais e internacionais. No panorama nacional, a previsão da Empresa de Pesquisa Energética é que o consumo de eletricidade brasileira triplique até 2050, visto que é esperado crescimento econômico e, consequentemente, energético dos países em desenvolvimento (EPE, 2016). Para atender a esse crescimento expressivo, diversas fontes energéticas deverão ser utilizadas, incluindo o recurso solar.

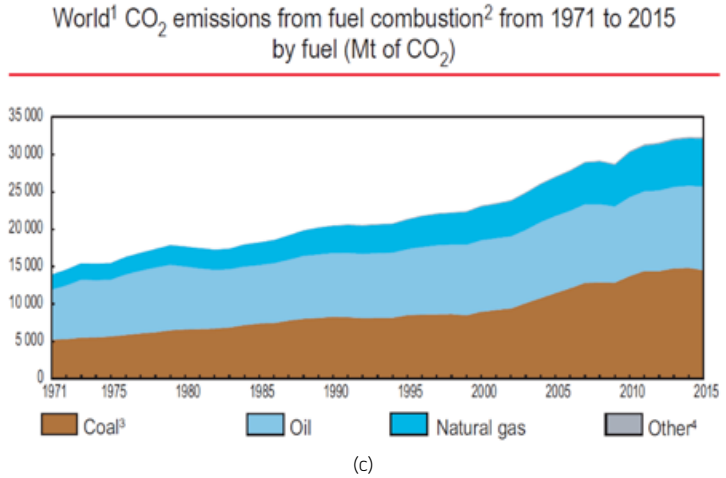
No cenário internacional, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas (ODS-ONU) destacam a importância da geração de energia limpa (ODS 7) e combate às mudanças climáticas (ODS 13) (ONU, 2015). Dados da Agência Internacional de Energia indicam a importância da utilização de fontes renováveis de energia para atingir esses objetivos. A Figura 3 permite visualizar a evolução do sistema energético mundial desde 1971. A Figura 3a apresenta a energia primária total mundial por tipo de combustível, cujo valor aumenta ano após ano, indicando que a sociedade requer cada vez mais energia. Esse crescimento energético ocorreu com base prioritariamente em recursos fósseis, os quais continuam em crescimento. As fontes renováveis, incluindo solar, eólica, geotérmica, oceânica e das marés, apesar de apresentarem elevado crescimento nos últimos anos, representam apenas 1,5% do total. Na Figura 3b, é apresentada a geração mundial de eletricidade por tipo de combustível. Nota-se que o crescimento da eletricidade foi ainda mais acentuado do que da energia de forma geral. Enquanto a geração de energia praticamente duplicou, a preferência pelo uso de eletricidade praticamente quadruplicou. Nota-se novamente a predominância de combustíveis fósseis para geração de eletricidade, os quais continuam em crescimento. A Figura 3c retrata as emissões de CO_2 por combustíveis fósseis de origem energética. Nota-se também um crescimento contínuo das emissões, na contramão dos esforços mundiais para conter o aquecimento global (IEA, 2017).



(a)



(b)



(c)

Figura 3. Evolução do sistema energético desde 1971: (a) energia primária total mundial por tipo de combustível; (b) geração mundial de eletricidade por tipo de combustível; e (c) emissões de CO_2 por combustíveis fósseis utilizados no setor energético. Fonte: (IEA, 2017)

A Tabela 1 apresenta as emissões de gases de efeito estufa (CO_2 equivalente) para as tecnologias utilizadas na geração de eletricidade, considerando-se a avaliação do ciclo de vida (IPCC, 2014). O Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC) divulga anualmente os fatores de Emissão de CO_2 pela geração de energia elétrica no Sistema Interligado Nacional do Brasil. A média de emissão brasileira é de 539 gCO_2eq/kWh (MCTIC, 2019). As energias renováveis, de baixa emissão, contribuem para a redução das emissões por unidade de energia gerada, possibilitando, assim, harmonizar o crescimento energético com a redução das emissões.

Tabela 1. Emissões de gases de efeito estufa para as tecnologias utilizadas na geração de eletricidade

Tecnologia	Emissões (gCO_2eq/kWh)
Carvão	675 – 1.689
Óleo	510 – 1.170
Gás	290 – 930
Fotovoltaico	18 – 180
CSP	9 – 63
Nuclear	4 – 110
Eólica	7 – 56
Hidrelétricas	70

Fonte: (IPCC, 2014)

O componente principal do sistema fotovoltaico é a célula solar, que converte a energia solar em eletricidade. Ela é tipicamente produzida em formato quadrado de 12,5 cm ou 15 cm. Elas são classificadas em cristalinas (monocristalina ou policristalina), multijunção, filme fino ou orgânica. As células cristalinas de silício correspondem a mais de 97% da produção anual. As células monocristalinas possuem eficiência entre 16% e 25%. As policristalinas possuem eficiência menor, entre 14% e 18%, porém possuem custo de produção menor. As células multijunção de Arsenieto de Gálio (GaAs) possuem eficiência superior a 40% e, devido ao seu custo mais elevado, são tipicamente utilizadas com concentradores conectados a sistemas de rastreamento do sol. As células de filme fino requerem menos matéria-prima, reduzindo o custo de produção. Os materiais mais utilizados são Telureto de Cádmio (CdTe) e Disseleneto de Cobre, Índio e Gálio (CIGS e CIS). A eficiência de CdTe já alcançou 21% em laboratório, e possui 16% em produtos comerciais. Os filmes finos de silício possuem eficiência menor, de 7%. As células de perovskita estão sendo estudadas em laboratório (IEA-PVPS, 2018).

As células fotovoltaicas são interconectadas entre si e encapsuladas, formando o módulo fotovoltaico, com potências típicas entre 50W e 400W. Os módulos são fixados em estruturas de sustentação, que podem ser fixas ou possuírem rastreadores de sol, visando aumentar a incidência da radiância solar sobre a célula fotovoltaica. Os rastreadores podem ser de um eixo, aumentando a produção de energia entre 25% e 35%, ou de dois eixos, promovendo um aumento da energia gerada entre 35% e 45%. Vários módulos são conectados juntos, formando um arranjo, o qual é conectado a um conversor CC-CA, responsável por converter a corrente contínua gerada pelo efeito fotoelétrico em corrente alternada com valores de tensão e frequência compatíveis com a rede elétrica (IEA-PVPS, 2018).

Para que possa ser estimada a produção de energia por um sistema solar fotovoltaico, é necessário conhecer o recurso solar incidente no local. Essa informação é disponibilizada em atlas solarimétricos (Figura 4). A Tabela 2 apresenta valores médios para as regiões brasileiras (Pereira *et al*., 2017). Por exemplo, considere a existência de uma área disponível de 1 ha em um aterro de resíduos sólidos na Região Centro Oeste, onde se deseja instalar painéis policristalinos de energia solar, que possuem eficiência de 15%. Considera-se que as perdas no sistema são de aproximadamente 20% da energia solar convertida na célula, devido principalmente ao efeito da temperatura sobre o desempenho da célula. A irradiância nominal é definida como 1.000 W/m^2, resultando em uma densidade de potência de 150 W/m^2. Tendo em vista a necessidade de deixar espaço entre os painéis, para evitar sombreamento e permitir um corredor de manutenção entre eles, e que esse espaço seja do mesmo tamanho do painel, tem-se uma densidade de potência de 75 W/m^2. Logo, em uma área de 1 ha (10.000 m^2), é possível instalar 750 kW de painéis fotovoltaicos. Utilizando os dados do Atlas Solarimétrico (Tabela 2), a produção de energia diária, já considerando as perdas de 20% do sistema, será de 750 x 5,20 x 0,8 = 3.120 kWh/dia., o que corresponde a 1.138.800 kWh/ano. Conforme dados do Anuário Estatístico de Energia Elétrica, o Brasil possui 70.906.513 consumidores residenciais, que consumiram em 2017 o montante de 134.368 GWh de energia elétrica, o que representa um consumo médio de 1.895 kWh/ano (EPE, 2018). Logo, uma área de 1 ha pode gerar energia elétrica suficiente para abastecer 600 residências típicas brasileiras.

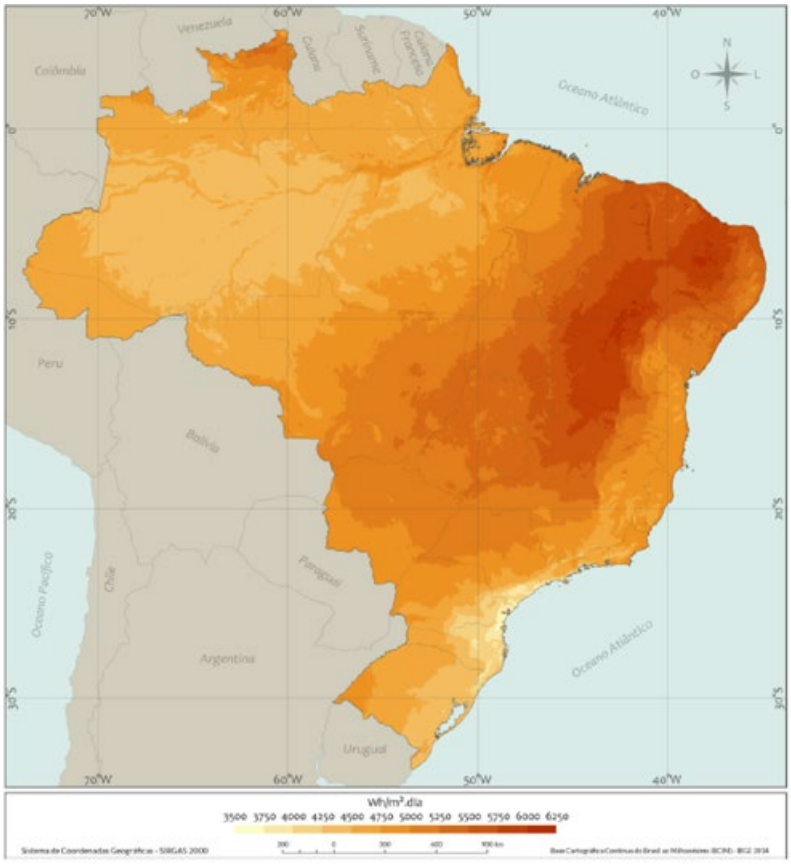


Figura 4. Total diário da irradiação global horizontal - Média anual. Fonte: (Pereira *et al.*, 2017)

Tabela 2. Irradiação média global, no plano inclinado e direta normal para as regiões brasileiras

	Irradiação global horizontal [kWh/m2.dia]	Irradiação no plano inclinado [kWh/m2.dia]	Irradiação direta normal [kWh/m2.dia]
Região Norte	4,64	4,66	3,26
Região Nordeste	5,49	5,52	5,05
Região Centro-Oeste	5,07	5,20	4,53
Região Sudeste	5,06	5,26	4,75
Região Sul	4,53	4,77	4,20

Fonte: (Pereira *et al.*, 2017)

Os sistemas fotovoltaicos apresentam crescimento acentuado na última década. A Figura 5 ilustra a quantidade de potência instalada por ano, onde em 2017 alcançou a marca de 99 GW, com destaque para a China. No mundo foi registrado 403 GW de potência instalada acumulada em 2017. Esse rápido crescimento é acompanhado de uma drástica redução do custo dos módulos, que tiveram seu custo drasticamente reduzido na última década (Figura 6) (IEA-PVPS, 2018).

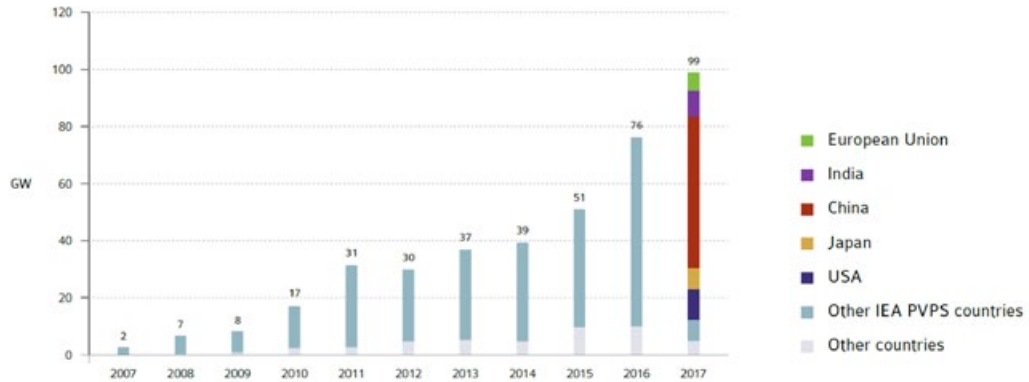


Figura 5. Evolução da instalação anual de sistemas fotovoltaicos. Fonte: (IEA-PVPS, 2018)

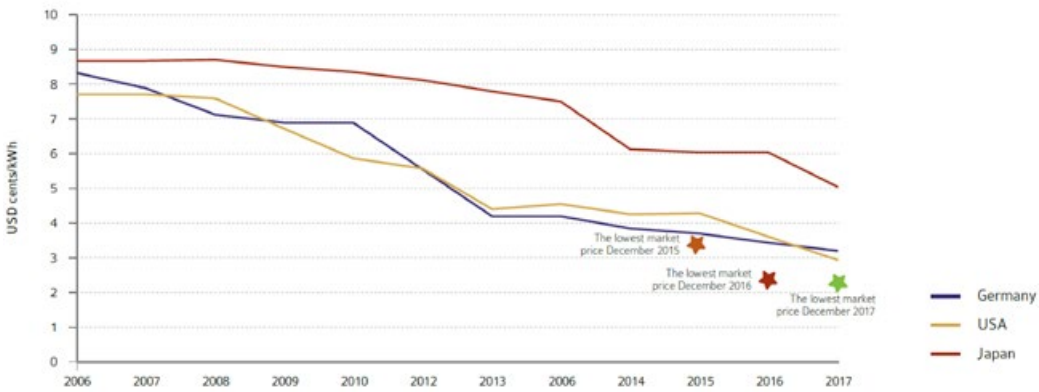


Figura 6. Evolução do preço de módulos fotovoltaicos em três países. Fonte: (IEA-PVPS, 2018)

2.1 Compatibilização de Aterros de Resíduos Urbanos com o Projeto de Sistemas Fotovoltaicos

Os aterros de Resíduos Sólidos Urbanos geralmente apresentam grandes áreas com baixo valor de mercado, por não possuírem condições ambientais adequadas para utilização por estabelecimentos comerciais ou residenciais. Essas áreas podem ser utilizadas para a instalação dos painéis fotovoltaicos, os quais apresentam os seguintes benefícios (Kiatreungwattana *et al*., 2013):

- reúso ambientalmente correto do local;
- geração de energia renovável, reduzindo os impactos ambientais associados à geração de energia por fontes fósseis na matriz energética nacional;
- investimento economicamente viável e atrativo, que pode auxiliar a reduzir o custo do "*cleanup*"; e
- possibilidade de "*green remediation*", onde há redução do impacto ambiental do "*cleanup*" ao utilizar a própria energia renovável produzida no local para as atividades de remediação que necessitam de insumos energéticos, tais como calor e eletricidade.

Além disso, os aterros costumam apresentar aspectos logísticos que podem facilitar a instalação de um sistema de geração de energia (Kiatreungwattana *et al*., 2013):

- geralmente estão localizados próximos de ruas e estradas, o que facilita o acesso de caminhões para a montagem da usina, visto que o percurso já era utilizado por caminhões de lixo;
- geralmente estão próximos de linhas elétricas de distribuição, facilitando a injeção da energia produzida na rede elétrica da Concessionária de Distribuição;
- sistemas fotovoltaicos podem e devem ser instalados a céu aberto, que é uma característica típica dos aterros; e
- geralmente costumam ter grandes áreas planas, o que facilita a instalação do sistema FV.

A implantação de sistemas de energia solar fotovoltaica em aterros é uma tendência que vem crescendo a cada ano. Conforme informações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*U.S. Environmental Protection Agency*), por meio de seu programa "*RE-Powering America's Land Initiative: Renewable Energy on Potentially Contaminated Land, Landfills and Mine Sites*", já existem 124 aterros de Resíduos Sólidos Urbanos com sistemas fotovoltaicos (Anexo A). Ao analisar as informações dessas instalações já existentes, pode-se constatar que, desde 2008, sistemas fotovoltaicos totalizando 288 MW foram instalados em aterros de diversos tamanhos, com área variando de 2 ha até 1.000 ha, e que a potência FV instalada é, em média, de 2,3 MW, variando de sistemas pequenos de 10 kW até sistemas maiores que 16 MW. A Figura 7 apresenta a potência instalada de cada empreendimento por ano, onde se percebe que grande quantidade de projetos possui potência instalada entre 1 MW e 5 MW (EPA, 2019).

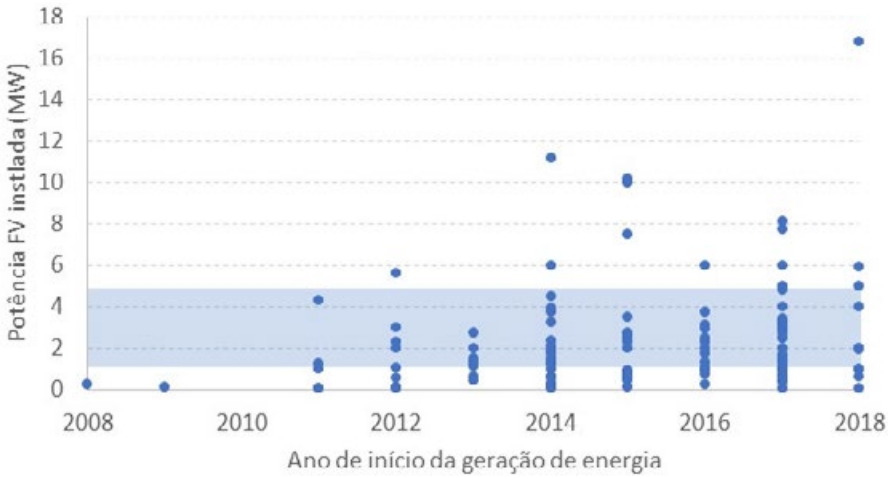


Figura 7. Potência FV instalada em aterros de Resíduos Sólidos Urbanos, por projeto e por ano.
Fonte: Elaborado pelos autores com dados de EPA (2019)

Informações sobre sistemas de geração de energia renovável (fotovoltaico, solar e geotérmico) instalada em outras áreas contaminadas (aterros de outros resíduos, tais como materiais industriais, madeira, óleo, materiais de construção, cinzas e papel) e demais áreas potencialmente contaminadas (áreas de mineração, *superfund* e *brownfield*) estão disponíveis na literatura (EPA, 2019).

Para que um sistema FV possa aproveitar a maior quantidade possível de energia solar, é necessário que os painéis sejam instalados de forma a ficarem adequadamente alinhados em direção ao sol. Tipicamente, os painéis são montados em estruturas metálicas de modo a ficarem orientados para o norte e com inclinação igual à latitude do local (Frontin *et al.*, 2017). O projeto de uma usina solar fotovoltaica considera, idealmente, a disponibilidade de um solo adequado, plano, estável e sem sombreamento, para instalação dos painéis, da malha de aterramento e dos condutores que conectarão os arranjos aos conversores. O solo de um aterro, entretanto, possui peculiaridades que apresentam restrições ao projeto, e que devem ser previamente analisadas.

2.2 Efeito da Existência de uma Cobertura sobre o Solo do Aterro

No encerramento de lixões, recomenda-se que os resíduos existentes no local sejam cobertos com solo e vegetação, conjuntamente com a instalação de um sistema básico de coleta de gás e chorume (ABRELPE, 2018). Essa peculiaridade afeta o projeto do sistema FV de diversas formas, entre elas: na fixação das estruturas de sustentação dos painéis, na linha elétrica utilizada para abrigar os condutores elétricos e na malha de aterramento da usina.

Os painéis FV devem ser instalados sobre estruturas metálicas, visando garantir a fixação do sistema e, principalmente, sua orientação. As estruturas podem ser classificadas em: fixa, móvel sazonal, rastreamento de um eixo e rastreamento de dois eixos. O sistema de rastreamento de dois eixos normalmente é instalado em um poste, sobre o qual a estrutura inteira é apoiada. Essa instalação em formato de tubo é a mais adequada para os esforços de torção mecânica (Frontin *et al.*, 2017).

Em relação à fundação para sustentar as estruturas fotovoltaicas, elas podem ser divididas em profundas (estaca cravada e estaca escavada) e superficial (sapata). As fundações superficiais são mais rasas na superfície, mas com área horizontal maior, enquanto que a fundação profunda possui maior profundidade e menor área horizontal. As fundações profundas são mais rápidas de serem executadas, visto que não requerem um processo de escavação mais amplo, necessário para as sapatas, além de serem mais baratas (Frontin *et al.*, 2017).

Entretanto, como a cobertura do aterro não pode ser perfurada, sob o risco de atingir os túneis de coleta de gás, a fundação do sistema fotovoltaico não pode ser do tipo profundo. Isso faz com que o sistema do tipo poste, normalmente utilizado para o sistema de rastreamento de dois eixos, não seja uma opção tecnicamente adequada. A utilização de sapatas deve ser considerada, limitando as opções de rastreamento solar (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

Além disso, visando preservar a integridade da cobertura, os condutores elétricos não podem ser enterrados, devendo ser utilizadas linhas elétricas sobre o solo. A malha de aterramento também deve ser cuidadosamente projetada, pois os eletrodos de aterramento não podem ser instalados verticalmente, pois, se penetrarem a cobertura e adentrar no lixo, surge o risco de fogo e explosão devido à presença do gás de aterro sob a cobertura (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

2.3 Efeito da Inclinação e Orientação do Terreno

Aterros costumam ter grandes áreas com baixa inclinação, entre 2% a 3%, as quais são mais indicadas para a instalação dos painéis FV, pois facilitam orientá-los em direção ao norte na inclinação desejada, minimizando atividades de preparação do local, e reduzindo custos com fundação e componentes estruturais. A instalação do sistema em áreas contíguas também auxilia na redução do comprimento dos condutores de corrente contínua (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

Vários aterros possuem também declives íngremes, maiores do que 30%. Os desafios associados à instalação FV em declives íngremes envolvem: ventos mais fortes, preocupação com erosão do solo, gerenciamento de águas pluviais e estabilidade da fundação. A literatura sugere que a inclinação máxima para instalação FV seja entre 5% e 10%, visando evitar complexidade de projeto e, consequentemente, aumento de custos (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

Esses desafios aumentam o custo de sistemas *ballasted* e *anchored*, ou requerem um sistema de montagem (fixação) alternativo, como a "geomembrana com sistema FV integrado" nos declives acentuados (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al*., 2013).

A orientação do declive é igualmente importante quanto sua inclinação, visto que impacta na produção de energia. O painel capta a maior quantidade de energia solar quando voltado para o norte. Uma variação de até 20 a 30 graus em sua orientação ainda é aceitável. Mais do que isso resultará em uma menor produção anual de energia elétrica e poderá necessitar de revisão do leiaute do sistema para evitar possível sombreamento entre as fileiras de painéis FV (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

A estabilidade do solo também é importante, visto que deve resistir ao peso dos equipamentos durante toda a vida útil do sistema FV, normalmente de 25 anos. A instalação em declives acentuados apresenta-se como um desafio, visto que o peso do sistema adiciona uma força adicional ao solo inclinado (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

2.4 Efeito da Composição do Lixo e da Idade do Aterro

As estruturas de sustentação do sistema FV visam garantir o alinhamento adequado dos painéis. Entretanto, a estabilidade do solo depende do tipo de lixo em suas camadas subterrâneas, abaixo da cobertura, e a idade do aterro. Tendo em vista a decomposição do lixo ao longo do tempo, o solo pode afundar. Se a distribuição do lixo for mais homogênea, por exemplo composto por materiais orgânicos, esse afundamento pode ocorrer de forma uniforme, o que não representa um problema para o sistema FV. Porém, se o lixo não for uniforme, com mais material orgânico de um lado e inorgânico do outro, o afundamento poderá ocorrer em taxas diferentes ao longo do tempo, inclinando o solo. Nessa situação, as forças aplicadas à estrutura de sustentação dos painéis serão desiguais e poderão resultar em um desalinhamento do arranjo, o que reduzirá a produção de energia e poderá prejudicar o funcionamento de sistemas com rastreamento solar (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

Esse assentamento do solo, além de ser função da composição do lixo, depende também do tempo decorrido desde a desativação do aterro. O assentamento costuma ocorrer nos primeiros anos do aterramento, logo se o aterro já tiver sido desativado há vários anos, é provável que o solo já tenha se acomodado (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

2.5 Efeito dos Requisitos de Manutenção do Aterro

Muitos aterros têm requisitos específicos de manutenção, visando garantir a integridade da cobertura e da revegetação, além de inspeção e manutenções preventivas e corretivas dos sistemas de coleta e tratamento de chorume, gás de aterro e águas pluviais. Essas manutenções necessitam que pessoas e equipamentos, tal como cortador de grama, entre outros, tenham acesso ao local. Assim, o leiaute do sistema FV deve considerar esses requisitos (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

2.6 Impactos dos Sistemas Fotovoltaicos nos Aterros

A instalação do sistema FV também promoverá um impacto no aterro, o qual deve ser considerado, em especial nos seguintes aspectos (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013):

- modificação no percurso das águas pluviais; e
- modificação na exposição da cobertura ao sol e ao vento, podendo impactar sua integridade e estabilidade, geração de chorume, vegetação e erosão.

Como os painéis serão distribuídos sobre a superfície do aterro, é necessário verificar a compatibilidade dos painéis com o sistema de gerenciamento de erosão e com a vegetação da cobertura. Para sistemas de montagem do tipo *ballasted* ou *shallow poured concrete footer*, o projeto e especificação do sistema de controle de erosão pode considerar a existência dessas estruturas. Alternativamente, o uso de geomembrana integrada com sistema FV pode ser considerada como uma alternativa, benéfica inclusive para o gerenciamento de águas pluviais (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al*., 2013).

O peso dos painéis, incluindo suas estruturas de sustentação, devem ser considerados visto que aplicarão uma força adicional à cobertura, e poderão interferir no sistema de coleta de chorume (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

O gás de aterro normalmente é coletado sob a cobertura e direcionado para uma usina termelétrica, onde será utilizado para geração de eletricidade. Além do peso da cobertura de terra sobre os tubos de coleta de gás, o sistema FV acarretará um peso adicional, que deve ser levado em conta, além do efeito de caminhões e equipamentos que serão utilizados na preparação do terreno e na construção da usina (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

A localização da usina FV deve considerar a presença dos tubos de gás de aterro, de armazenamento e de queima. O sistema FV deve ser instalado a uma distância segura, visto que o gás de aterro é explosivo e existe a possibilidade de faíscas nas conexões elétricas do sistema FV. Por essa razão, é importante que o sistema de coleta de gás seja projetado para evitar concentrações de gás (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-johnson, *et al.*, 2013).

3. TECNOLOGIAS SOLARES HELIOTÉRMICAS PARA UTILIZAÇÃO EM GERAÇÃO DE ELETRICIDADE

Tecnologia heliotérmica, também conhecida como solar térmica ou solar concentrada, se refere àquelas que permitem o aproveitamento da energia solar a altas temperaturas, em excesso a 200°C, como é o caso de conversão de energia térmica em eletricidade. No caso de coletores solares planos usados para aquecimento de água, a absorção da energia solar é proporcional à área. No entanto, a perda de energia para o ambiente é proporcional não só à área, mas também à diferença de temperatura entre o absorvedor e ambiente, limitando, assim, a temperatura operacional deste tipo de coletor. Para temperaturas maiores, a solução é concentrar a energia solar oticamente, desacoplando, assim, a área de absorção da área de perda de energia. Desse modo, as tecnologias heliotérmicas fazem uso de concentradores solares para absorção de energia solar arranjados em um campo solar. Uma característica relevante desses concentradores é a razão de concentração, que é definida pela razão entre a área projetada da superfície refletora no plano normal à direção do sol e a área do absorvedor (Foster, Ghassemi & Cota, 2010). Essa característica é importante, pois define limites máximos das temperaturas para cada tipo de tecnologia.

Atualmente, existem quatro tecnologias heliotérmicas que podem ser citadas como passíveis de utilização em sistemas de geração de energia, são elas: Calha Parabólica, Torre Solar, Linear Fresnel e Disco Parabólico. A Figura 8 ilustra esquematicamente essas tecnologias.

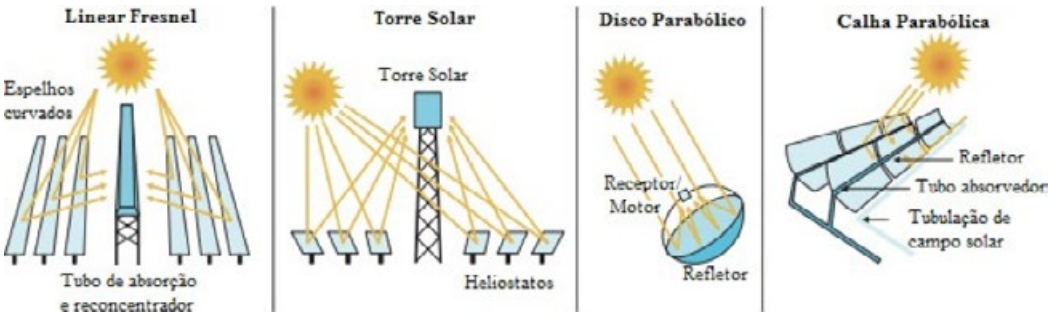


Figura 8. Tecnologias heliotérmicas adaptadas. Fonte: IEA (2014)

A tecnologia de Calha Parabólica consiste em um campo solar formado por laços de calha espelhadas em formato parabólico em que, em seu foco, é posicionado um tubo absorvedor, se tratando, assim, de uma tecnologia de foco linear com razão de concentração perto de 100/1. No interior do tubo, escoa um fluido de transferência de calor, normalmente um óleo térmico, que absorve a energia solar convertendo em energia térmica a ser posteriormente utilizada para algum propósito como, por exemplo, a geração de energia em um ciclo termodinâmico de potência. A calha é montada em uma estrutura que permite o movimento do conjunto para o rastreamento do sol. Normalmente, o posicionamento das calhas é na direção norte-sul; e o rastreamento, na direção leste-oeste. A Figura 9 mostra um campo solar de Calha Parabólica no deserto Mojave, Califórnia, EUA.

Figura 9. Campo solar de Calha Parabólica no deserto Mojave, Califórnia, Estados Unidos

No caso de Linear Fresnel, similarmente à Calha Parabólica, a energia solar é concentrada em tubo absorvedor. No entanto, ao invés de uma Calha Parabólica, o concentrador consiste de segmentos de espelhos (planos ou ligeiramente curvos) que são posicionados no plano horizontal, de maneira que sempre reflitam a irradiação solar no tubo absorvedor, como apresentado na Figura 10. É usual para sistema Linear Fresnel a utilização de concentradores secundários com intuito de melhorar a sua eficiência ótica para que se aproxime das obtidas com Calhas Parabólicas. Apesar da menor eficiência ótica, a tecnologia Linear Fresnel tem algumas vantagens em relação à Calha Parabólica. A sua concepção mais simples com espelhos no plano horizontal proporcionando menores esforços estáticos e aerodinâmicos permite estruturas de suporte menos complexas, mais leves com menores custos (Lovegrove &Stein, 2012). Como mencionado na seção anterior, a fixação das estruturas de suporte em lixões é um desafio devido à composição do solo por resíduos sólidos desagregados, e estruturas mais leves do sistema Linear Fresnel podem ser relevantes no contexto *WtE*. Além disso, o fato de o absorvedor ser fixo facilita o uso da água como fluido de transferência de calor, permitindo, assim, a geração de vapor diretamente no campo solar, conhecido como geração direta de vapor. Esses fatores fazem com que a tecnologia Linear Fresnel seja atrativa para determinadas situações, e o aproveitamento de energia de aterros sanitários se encaixa neste cenário.

Foto: Novatec Solar

Figura 10. Sistema Fresnel Linear, Puerto Errado, Espanha

A tecnologia de Torre Central consiste de um campo solar formados por espelhos, chamados heliostatos, que, através de sistema de rastreamento solar de dois eixos, são posicionados de tal forma que a irradiação solar direta incidente em cada um deles seja refletida em um ponto onde é instalado um receptor no alto de uma torre. Novamente um fluido de transferência de calor é escoado pelo receptor onde absorve a irradiação solar e a converte em energia térmica a ser utilizada posteriormente. Por ser de foco pontual, permite razões de concentração muito superiores do que Calha Parabólica ou Linear Fresnel, podendo ultrapassar o valor de 1.000 permitindo, assim, temperaturas operacionais maiores e, consequentemente, maiores eficiências na conversão de energia térmica em elétrica. A desvantagem dessa tecnologia é que cada heliostato requer um controle individual de rastreamento solar, aumentando o custo da instalação.

Figura 11. Torre Central instalada na Califórnia, EUA

Finalmente, o sistema de Disco Parabólico, assim como a Calha Parabólica, faz uso da propriedade geométrica da parábola, mas como um paraboloide tridimensional espelhado. A reflexão é concentrada em um ponto, onde é colocado um absorvedor, atingindo-se razões de concentração comparáveis a do sistema de Torre Central. No entanto, em contraste com as outras tecnologias, neste sistema um motor *Sterling* com um gerador é normalmente acoplado ao absorvedor e, assim, energia elétrica é gerada. Trata-se, portanto, de um sistema modular de geração de energia.

Na literatura, é possível encontrar publicações com extensas discussões cobrindo vários aspectos das tecnologias de concentração solar, como, por exemplo, a de Lovegrove & Stein, (2012). Outras tecnologias heliotérmicas existem como, por exemplo, a chaminé solar, em que absorção de irradiação solar no solo é direcionada para uma chaminé onde é instalada um turbogerador. No entanto, essas tecnologias ainda não se mostraram tecnicamente viáveis.

3.1 Panorama Global de Aplicações Heliotérmicas

O panorama global de instalações heliotérmicas para geração de energia é apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 Número de instalações heliotérmicas para geração de energia. Fonte: *Solar Paces* (2016)

Tecnologia / Status	Calha Parabólica	Torre Central	Linear Fresnel	Disco Parabólico
Operacional	77	14	10	0
Em Construção	11	5	1	1
Em Desenvolvimento	3	5	1	0
Fora de Operação	1	0	1	1

Obs: incluem instalações comerciais e plantas piloto

Os dados da Tabela 3 mostram que quase 80% das instalações em operação em 2016 utilizavam Calha Parabólica. Das outras rotas, as tecnologias de Torre Central e Linear Fresnel se equilibram com aproximadamente 14% e 10%, respectivamente. É importante destacar ainda que, daquelas em construção e em desenvolvimento, a situação se modifica, sendo que, apesar de sua maturidade, apenas 50% são de Calha Parabólica, enquanto Torre Central contribui com aproximadamente 37%, e Linear Fresnel com 7%. Com relação à rota de Disco Parabólico, a penetração no mercado tem sido muito limitada.

Essas estatísticas revelam alguns fatos interessantes. Fica claro que a rota tecnológica Calha Parabólica é a mais madura comercialmente. No entanto, a tecnologia de Torre Central tem sido escolha para várias iniciativas de novos projetos. Além disso, a rota de Linear Fresnel ainda precisa de algum desenvolvimento para se tornar mais atraente comercialmente para geração de energia. Já a tecnologia de Disco Parabólico tem participação mínima, restrita a iniciativas individuais.

As razões que levam a essa realidade são conhecidas (Zhang *et al.*, 2013)mostly as parabolic trough collectors (PTC. A tecnologia de Calha Parabólica foi a primeira a se provar viável. No entanto, existem limitações de temperatura de operação. As razões de concentração de irradiação solar são relativamente baixas (da ordem de 100). Além disso, os óleos térmicos usados como fluido de transferência de calor usados hoje em dia perdem suas propriedades físico-químicas a temperaturas superiores a 400°C, o que limita as temperaturas de operação. Termodinamicamente, a eficiência dos ciclos de potência deve aumentar com a temperatura, desde que as perdas de calor não anulem esses ganhos (Romero & Steinfeld, 2012). Portanto, as limitações de temperatura de operação se traduzem em limitações de eficiência.

Por outro lado, Torres Centrais permitem taxas de concentração da ordem de milhares, uma ordem de magnitude superior. Com taxas de concentração dessa magnitude, é possível obter temperaturas de trabalho mais altas com ganhos de eficiência importantes, desde que os fluidos de transferência de calor assim o permitam. Este fato pode ser comprovado considerando os limites impostos pela 2ª lei da termodinâmica e pelas trocas de calor do absorvedor com propriedades radiativas de corpo negro. Nestas circunstâncias, o máximo possível para a eficiência térmica ($\eta_{planta\text{-}heliotérmica\text{-}ideal}$) de uma instalação heliotérmica pode ser aproximada pela Equação (1) (Romero & Steinfeld, 2012):

$$\eta_{planta-heliotérmica-ideal} = \left[1 - \left(\frac{\sigma T_Q^{\ 4}}{IC}\right)\right] \times \left[1 - \frac{T_F}{T_Q}\right] \quad (1)$$

onde T_Q e T_F são as temperaturas de operação quente e fria, respectivamente, equivalentes a uma máquina térmica de Carnot, I é irradiação normal direta e C é a razão de concentração solar. A Figura 12 mostra o comportamento dessa eficiência para um T_F = 298K e I = 1.000W/m^2 em função de T_Q para diferentes razões de concentração C.

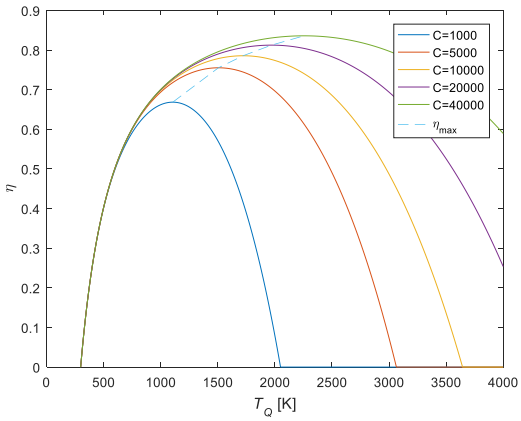


Figura 12. Comportamento da eficiência teórica máxima possível para uma instalação de Torre Central em função da temperatura máxima de operação do ciclo *Rankine* a uma temperatura de refrigeração de 298K, para diferentes razões de concentração solar. A linha pontilhada representa o ponto otimizado de operação para cada razão de concentração solar

Fica claro da Figura 12 que, teoricamente, há um aumento de eficiência com a temperatura até o limite em que a perda de calor para o ambiente se sobreponha a essa tendência. Para realização de tal ganho, é vantajoso trabalhar com fluidos de transferência de calor distintos dos óleos mais usados em Calhas Parabólicas. As novas instalações têm frequentemente usado sal fundido, já que este permite altas temperaturas (até 600°C) e pode ser usado para armazenamento térmico. Outra possibilidade é usar a própria água do ciclo de potência *Rankine* como fluido de transferência de calor (geração direta de vapor), desde que o armazenamento térmico não seja um elemento relevante.

No entanto, as instalações de Torre Central costumam ter custos diretos maiores. A Tabela 4 apresenta resultados de simulações com o *software* livre *System Advisory Model* (SAM), desenvolvido pelo *National Renewable Energy Laboratory* (NREL), dos Estados Unidos da América (NREL, 2014). Para todos os casos simulados, a potência nominal da planta foi de 100MWe, com múltiplo solar de 2 e armazenamento térmico em sal fundido. Os dados de irradiação necessários para a simulação referem-se à localidade de Brasília, onde existe uma estação solarimétrica do Sistema de Organização Nacional de Dados Ambientais, SONDA (INPE, 2019). Para os parâmetros específicos de cada tecnologia, foram usados os padrões do SAM. Os parâmetros financeiros também são os padrões do SAM, que refletem a realidade americana. Sendo assim, as simulações servem somente para fins de comparação entre as tecnologias e não têm a pretensão de indicar valores para o cenário brasileiro.

Tabela 4. Resultados de simulações com "System Advisory Model (SAM)" (NREL, 2014)

Tecnologia	Energia Gerada MW/ano	Custo Direto US$/kW	*LCOE** US$/kWh
Calha Parabólica	237.587	6.706	0,2393
Torre Central	250.133	6.807	0,2304
Linear Fresnel	202.978	5.446	0,2357

**LCOE* – Custo Nivelado de Energia, da sigla em inglês *Levelized Cost of Energy*

Os valores da Tabela demonstram que a Torre Central, mesmo tendo evoluído nos últimos anos, ainda possui custos diretos maiores. Porém, apresenta maior geração anual de energia com um Custo Nivelado de Energia (*LCOE*, do inglês *Levelized Cost of Energy*) mais atraente. Já a tecnologia Linear Fresnel tem custos diretos menores e eficiências também menores. Isso se traduz em menor geração anual, mas ainda com *LCOE* atraente.

Nesse cenário, a escolha mais segura para empresários investirem em unidades comerciais no curto prazo seria a tecnologia de Calha Parabólica, pela sua maturidade. No entanto, em termos de Pesquisa Desenvolvimento e Inovação (PD&I), oportunidades maiores devem estar nas outras rotas. A tecnologia Torre Central pode se beneficiar em termos de pesquisas científicas que permitam avanços tanto em termos de aumento de eficiência como de redução de custos. Com a relação a aumentos de eficiência, há espaço para desenvolvimento de conceitos que permitam o aumento da temperatura de trabalho. Isso inclui em todos os componentes que compõem a tecnologia, como campo solar, absorvedores, fluidos de transferência de calor, materiais para armazenamento de energia e até mesmo os ciclos termodinâmicos, com aplicação de ciclos *Brayton* e combinados. Behar, Khellaf & Mohammedi (2013) apresentam, de forma bastante compreensiva, trabalhos a respeito. A redução de custos diretos de implantação de sistemas de Torre Central também constitui uma evolução, pois aumentará a sua competividade em relação à Calha Parabólica.

Já com relação à tecnologia Linear Fresnel, espelhos de construção mais simples e receptores fixos fazem que ela tenha um menor custo de instalação (Zhang *et al*., 2013). Além disso, o receptor fixo facilita a geração direta de vapor, eliminando o uso de fluidos de transferência de calor e trocadores de calor. No entanto, ela apresenta menores eficiências na conversão da irradiação solar direta em energia térmica do que Calha Parabólica e Torre Solar (Gharbi *et al*., 2011; Morin *et al*., 2012). Esses fatores indicam que essa tecnologia seria mais viável para instalações de menor porte. Adicionalmente, inovações que melhorem o seu rendimento serão importantes para o melhor posicionamento da tecnologia em relação às outras rotas.

Com relação à tecnologia de Disco Parabólico, o sistema modular e a dificuldade de incorporar armazenamento térmico fazem com que ela seja concorrente direta com a fotovoltaica. Apesar de ser capaz de atingir altas eficiências mesmo quando comparadas a outras tecnologias heliotérmicas, os seus custos ainda são muito elevados, o que a torna inviável em relação a painéis fotovoltaicos. Sendo assim, o seu uso é restrito a aplicações específicas, e investimentos em PD&I também o devem ser.

Outras inovações transversais às rotas tecnológicas, tais como novos conceitos para armazenamento térmico, fluidos de transferência de calor, materiais de alta reflexividade e menor custo, seriam contribuições relevantes para aumentar a competitividade da tecnologia de geração heliotérmica.

3.2 Plantas Híbridas

Apesar de eficiências competitivas na conversão de energia solar em eletricidade, quando comparada com fotovoltaica em locais com altos níveis de irradiação direta normal e com a vantagem de possuir maior flexibilidade de despacho, graças à possibilidade de armazenamento térmico, plantas heliotérmicas ainda têm dificuldade de penetração no mercado devido aos altos custos de capital (Juergen H. Peterseim *et al*., 2014). Mesmo com amadurecimento do setor, tecnologias heliotérmicas ainda não se beneficiaram de redução de custos experimentados por outras fontes renováveis como PV e Eólica pelos ganhos de escala de mercado em que, para tais fontes, houve uma redução de 15% a 20% a cada duplicação de capacidade instalada a nível mundial em anos recentes (Juergen H Peterseim *et al*., 2014). Sendo assim, o avanço comercial da tecnologia heliotérmica aconteceu em parte por políticas de incentivos a energias renováveis implementadas em alguns países com destaque para Espanha e Estados Unidos (Malagueta *et al*., 2013; F. Wang *et al*., 2016).

Apesar disso, estudos apontam que a heliotermia será economicamente competitiva com outras fontes térmicas, como gás natural e carvão, em um horizonte de 10 anos (Pramanik & Ravikrishna, 2017), caso a maturação mercadológica, que ainda está na fase inicial, avançar como o esperado (Lilliestam *et al*., 2018). Um dos fatores apontados como fundamental para que isso ocorra são as oportunidades de hibridização com outras fontes, renováveis ou não, que a tecnologia heliotérmica oferece (Juergen H Peterseim *et al*., 2014; K. M. Powell *et al*., 2017). Dentre as vantagens da hibridização de heliotérmica com outras fontes, vale a pena destacar Powell *et al*. (2017):

- redução de investimento de capital específico com o compartilhamento de equipamentos;
- ganhos de despachabilidade da fonte renovável com a combinação com fonte não renovável;
- aumento de fator de capacidade da instalação;
- aumento de confiabilidade;
- oportunidades de operação mais flexível; e
- oportunidades de otimização operacional.

Além disso, a hibridização com outras fontes viabiliza plantas heliotérmicas híbridas de menor porte do que plantas puramente heliotérmicas, reduzindo, assim, os riscos financeiros de empreendimentos (Juergen H Peterseim *et al*., 2014).

Existem diversos artigos científicos abordando sistemas heliotérmicos híbridos com diferentes arranjos tecnológicos que vão desde estudos de performance de plantas existentes até novos conceitos ainda em fases iniciais de desenvolvimento. Vale destacar que a maioria das plantas heliotérmicas comerciais em operação hoje são híbridas em algum nível, pois têm a necessidade de um sistema de backup com algum combustível. No entanto, algumas políticas de incentivos de renováveis limitam a participação de combustível fóssil na operação das plantas beneficiadas, como, por exemplo, 15% na Espanha e 25% nos Estados Unidos (Baharoon *et al*., 2015).

Os artigos de revisão classificam as hibridizações de acordo com diferentes critérios. As mais usadas são em relação ao grau de "renovabilidade" do sistema híbrido (Juergen H Peterseim *et al*., 2014) ou às sinergias associadas entre as diferentes fontes hibridizadas (Pramanik & Ravikrishna, 2017). Na primeira classificação, os conceitos híbridos são divididos em alta, média, baixa renovabilidade. No caso específico de *WtE*, o gás de aterro é considerado como fonte renovável (The European Parliament and The Council of the European Union, 2009). No entanto, existe uma controvérsia se os próprios resíduos sólidos e o Combustível Derivado de Resíduo (CDR), usados em incineradores, podem ser considerados renováveis (Kiatreungwattana, Mosey, Jones-Johnson, *et al*., 2013; DEFRA - Department for Environment Food & Rural, 2014). A segunda forma de classificação é quanto à sinergia entre as fontes. Neste caso, a hibridização é considerada leve, média e forte, como já mencionado anteriormente. Para esse relatório, diante da controvérsia de renovabilidade ou não de material de incineração, a última classificação será usada na descrição das diversas formas de hibridização. A seguir, os conceitos híbridos passíveis de aproveitamento no contexto *WtE* serão abordados.

A hibridização mais natural da heliotermia, pela própria natureza térmica da energia solar, é como fonte de calor para um ciclo de vapor *Rankine* (Powell *et al*., 2017). Em sua grande maioria, nas plantas heliotérmicas comerciais em operação atualmente, a fonte solar é usada com esse propósito. No entanto, diferentes arranjos podem ser utilizados para aproveitamento do recurso solar em áreas de aterro em conjunto com fontes lá existentes. Vale ressaltar que atualmente não existem instalações heliotérmicas, híbridas ou não, em aterros sanitários. Por outro lado, a disponibilidade de CDR e a possibilidade de usar gás de aterro em caldeiras sem as exigências de pureza de outras tecnologias (Ferreira *et al*., 2018) podem tornar essa rota tecnológica atrativa para usinas híbridas em aterros sanitários. A seguir, algumas configurações serão abordadas baseadas em estudos recentes de instalações heliotérmicas híbridas encontrados na literatura. Além destes, serão discutidos alguns conceitos inovadores de formas de hibridização com heliotérmica compatível com o conceito *WtE*.

Plantas de grande porte heliotérmicas híbridas comerciais já são uma realidade. Um bom exemplo é a planta híbrida heliotérmica-gás natural de 100 MWe Shams One, instalada perto de Abu Dhabi nos Emirados Árabes. O gás natural é usado em um superaquecedor externo elevando a temperatura do vapor de 380°C, obtido em um campo solar de Calha Parabólica com óleo térmico, para 540°C, contribuindo em 18% do calor para a Planta (Goebel & Luque, 2010; apud Juergen H Peterseim *et al*., 2014).

Outro caso interessante para o conceito de hibridização heliotérmica em aterros sanitários é a usina híbrida Termosolar Borges (NREL, 2019) localizada de Les Borges Blanques, na região da Catalunha, Espanha. A Termosolar Borges é uma referência em hibridização heliotérmica por ser a primeira planta comercial híbrida heliotérmica-biomassa. A ideia por trás do conceito de hibridização heliotérmica-biomassa é o fornecimento de energia renovável, que não é o caso de Shams One devido ao gás natural, de forma contínua com sistemas complementares que permitissem o balanço do sistema sem nenhuma intermitência (Overton, 2015).

A Termosolar Borges tem capacidade de geração de 22,5MWe. A Figura 13 mostra esquematicamente o seu arranjo tecnológico. Trata-se de um campo solar de Calha Parabólica com óleo térmico como fluido de transferência de calor, com caldeira de biomassa auxiliar, ambos usados no sistema de geração de vapor, e uma caldeira de biomassa para o superaquecimento e reaquecimento do vapor para completar fornecimento energético para o ciclo *Rankine* com reaquecimento. Além disso, caldeiras a gás natural adicionais são incorporadas para períodos em que a umidade da biomassa é maior do que a ideal permitindo, assim, a manutenção da temperatura do vapor em níveis desejáveis (Overton, 2015). Em condições normais de operação, durante o dia, o campo solar tem a capacidade de fornecer calor necessário para a geração de vapor. Já durante a noite ou quando a irradiação normal direta for insuficiente, a caldeira auxiliar à biomassa é acionada. As caldeiras à biomassa foram dimensionadas para manter 50% da capacidade da planta na ausência de irradiação solar, pois abaixo disso há uma redução significativa das eficiências das turbinas.

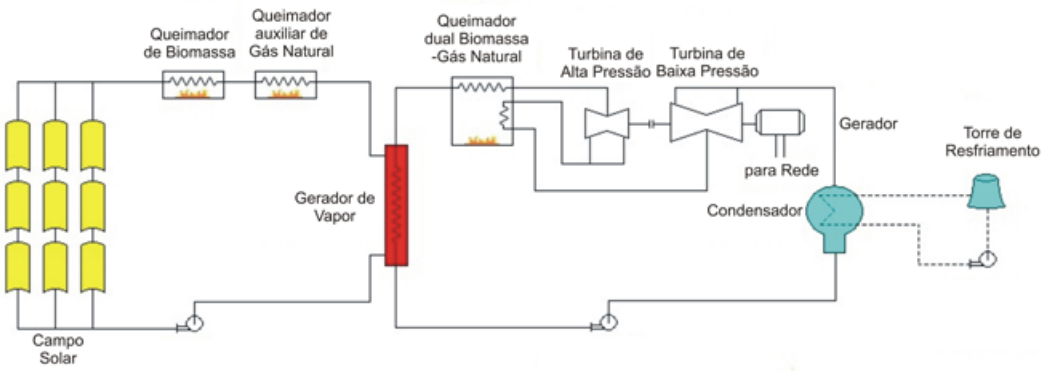


Figura 13. Arranjo esquemático da Planta Híbrida Termosolar Borges. Adaptado de Robertiki/Wikipedia (2019)

O uso da biomassa para superaquecer o vapor é fator primordial para a viabilidade Termosolar Borges. Ele permite a aplicação de uma tecnologia heliotérmica madura, como é o caso de Calha Parabólica com óleo como fluido de transferência de calor, que possui limites de temperatura, mas, ao mesmo tempo, graças à queima da biomassa, possibilita que o ciclo de vapor trabalhe a temperaturas mais altas elevando, assim, a sua eficiência (Juergen H Peterseim *et al*., 2014). Por ser uma planta híbrida classificada como de forte sinergia entre as fontes, já que todo o ciclo do vapor é o mesmo para ambas, existem vantagens na hibridização quando comparada a duas plantas independentes (Overton, 2015). Além disso, o uso da tecnologia heliotérmica mais madura (Calha Parabólica) promove redução de investimento de capital, diminuindo riscos financeiros e facilitando financiamento (Juergen H Peterseim *et al*., 2014). Considerando a disponibilidade do biogás de aterro e o CDR, essa configuração seria forte candidata a ser replicada em aterros sanitários.

Configuração semelhante, mas para unidade em que a incineração de resíduos sólidos foi usada no lugar da queima biomassa como fonte de calor suplementar ao campo solar, foi objeto de estudo por Sadi & Arabkoohsar (2019). Nesse estudo inicial, uma unidade geradora de 10MWe nominal, conforme o esquema apresentado na Figura 14, foi simulada para uma localidade na Dinamarca. Apesar de a simulação desconsiderar efeitos dinâmicos do sistema, seus resultados apontam para aceitáveis 24% de eficiência na conversão térmico-elétrica e aproximadamente 8.000 tCO_2 de emissões evitadas quando comparadas com uma planta de gás natural com a mesma potência.

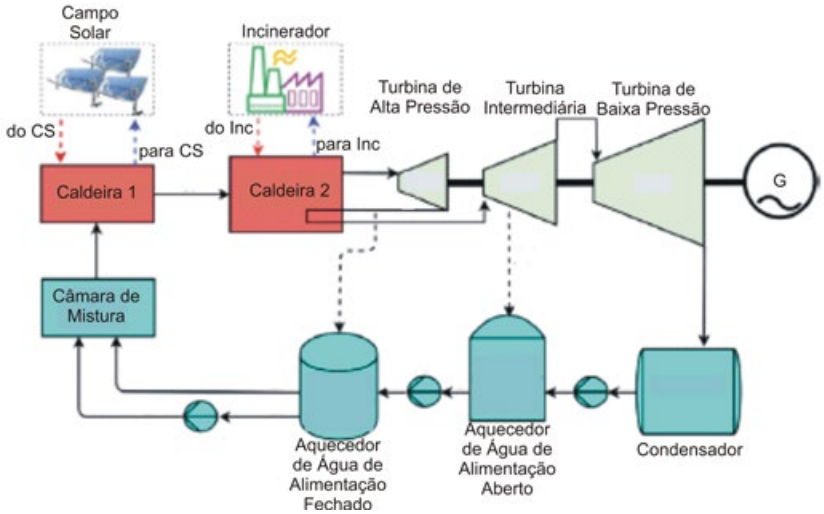


Figura 14. Sistema híbrido Calha Parabólica-Resíduo Sólido incinerado estudado por Sadi & Arabkoohsar (2019). Adaptado de Sadi & Arabkoohsar (2019)

A hibridização heliotérmica-biomassa, especificamente com a tecnologia de Calha Parabólica, foi abordada por Juergen H. Peterseim *et al*. (2014), com intuito de estabelecer medidas para melhoria de eficiência do sistema. Eles consideraram no estudo o uso de diferentes tipos de biomassa, desde madeira até restos de colheita rural, incluindo CDR, em superaquecedores externos para elevar a temperatura de operação do ciclo de vapor. O limite do superaquecimento foi determinado pelo tipo de combustível considerado, variando de 430°C a 580°C. Os autores apontam para um aumento de até 10,5% na conversão de energia solar em elétrica e redução de investimento específico de capital em até 23%.

Ainda dentro do conceito de hibridização com biomassa, a heliotérmica-bagaço de cana aplicada a plantas de cogeração tem sido alvo de diversos estudos para o setor sucro-alcooleiro no Brasil (Burin *et al*., 2016; Burin *et al*., 2015; Rodrigues & Siqueira, 2015; Sousa & Siqueira, 2017). Atualmente existem mais de 400 unidades de cogeração de eletricidade e calor de processo a partir do bagaço de cana instaladas em usinas de açúcar/etanol (Burin *et al*., 2016). No entanto, a geração de energia está limitada no período da safra da cana-de-açúcar, já que a cana, que é a matéria-prima para a produção do bagaço, não pode ser armazenada. A safra de cana-de-açúcar gira em torno de sete a oito meses dependendo das condições meteorológicas prevalentes no período. Sendo assim, o bloco de potência fica ocioso durante o restante do ano (quatro a cinco meses) reduzindo o fator de capacidade das instalações. Por outro lado, o bagaço em si pode ser armazenado e utilizado para queima em caldeiras para utilização no período da entressafra. Vale ressaltar que grande parte dessas usinas estão localizadas em regiões com altos níveis de irradiação solar direta. Diante disso, esses estudos discutiram a possibilidade de melhoria do perfil de geração dessas unidades incluindo uma fonte solar através de um *retrofit* de unidades existentes.

Burin *et al*. (2016) pesquisaram esse conceito de hibridização heliotérmica-bagaço para uma usina de cana-de-açúcar localizada em Campo Grande, Mato Grosso do Sul, cuja capacidade instalada de geração é de 66,5 MW. Neste estudo, eles, por meio de simulações termodinâmicas, consideraram três diferentes formas de integração de energia solar no sistema de cogeração, a saber, preaquecimento da água de alimentação, geração de vapor para posterior superaquecimento nas caldeiras de biomassa, e geração de vapor superaquecido em paralelo com a caldeira à biomassa. Para as duas primeiras, foram adotadas tanto a tecnologia de concentração de Calha Parabólica quanto Linear Fresnel, com a diferença de que, no caso de Calha Parabólica, óleo térmico é usado como fluido de transferência de calor, e para Fresnel Linear a própria água do ciclo é usada como tal. Na terceira configuração, a tecnologia de Torre Central com geração direta de vapor em paralelo com as caldeiras de biomassa foi adotada. Neste caso, a operação da planta pode ser exclusivamente solar em períodos em que a irradiação normal direta for suficiente. Os estudos demonstraram que o melhor arranjo seria o da Torre Central com um aumento de quase 20% na energia exportada a um custo nivelado de energia compatível com o praticado com plantas em operação fora do país onde existem incentivos para essa prática.

Resultado ainda mais significativo foi obtido por Rodrigues & Siqueira (2015), em que, através da plataforma *System Advisor Model* (NREL, 2014), simularam uma Torre Central em paralelo com a caldeira de bagaço usando dados de produção de cana do ano de 2014 de uma usina na região central de Goiás, e os seus resultados indicam um aumento de 26% na energia gerada. Esse maior ganho pode ser explicado por um melhor recurso solar nessa região quando comparado a Mato Grosso do Sul.

Esses estudos apontam para uma oportunidade para introdução de tecnologia heliotérmica no Brasil a custos razoáveis, pois se trata de uma hibridização forte que elimina a necessidade de sistemas de armazenamento térmico reduzindo custos de capital. Essa premissa também seria válida para hibridização com aterros sanitários, se houver área disponível e compatível com a instalação de campos solares.

Embora os estudos aqui discutidos se refiram à hibridização com biomassa, as conclusões a respeito aos ganhos de eficiências do ciclo *Rankine* foram reportadas para hibridizações com outros combustíveis, como, por exemplo, carvão (Zhang *et al*., 2016; Feng *et al*., 2016; Zhai *et al*., 2014). K. M. Powell *et al*. (2017) realizaram, em um artigo de revisão sobre hibridização com heliotermia, uma interessante compilação destes estudos. No entanto, nesses casos as plantas consideradas, como era de se esperar, foram de maior porte, centenas de MW, o que excluiria sua aplicação no contexto de aterros sanitários.

Uma configuração de hibridização heliotérmica que pode ser de interesse para *WtE* é a integração de energia solar em Ciclos Combinados, ou como é conhecido na literatura ISCCS (sigla do inglês, *Integrated Solar Combined Cycle System*). Ciclos Combinados se refere a instalações de potência em que um ciclo *Brayton* (ciclo de turbinas a gás) é complementado por um ciclo *Rankine* com o aproveitamento da energia térmica do gás de escape da turbina para a geração de vapor superaquecido. Atualmente, já existem plantas comerciais em operação que aplicam tecnologia ISCCS em diversos países, incluindo Estados Unidos, Marrocos, Itália, Egito e Irã (Juergen H Peterseim *et al*., 2014), e muitas outras estão em construção ou em planejamento (NREL, 2014). A eficiência combinada dessas instalações ultrapassa os 50% (Powell *et al*., 2017) e tem sido a tecnologia mais escolhida para plantas novas devido aos ganhos de eficiência, baixo custo relativamente a puramente heliotérmica e baixa emissões quando comparado com plantas de ciclo combinado convencionais (Powell *et al*., 2017).

Behar *et al*. (2014) realizaram um estudo de revisão de *ISCCS* em que a tecnologia solar utilizada era Calha Parabólica, como o representado na Figura 15. Um dos fatores abordados na revisão foi a geração direta de vapor em oposição ao uso de óleo térmico como fluido de transferência de calor. Esse é um aspecto relevante para a definição do sistema. Eles avaliaram os diversos estudos que fazem essa comparação e apresentaram a conclusão de que a geração direta de vapor é opção interessante, pois permite a operação a temperaturas maiores. No entanto, por resultar em um escoamento em duas fases, torna a operação do campo solar mais complexa e instável com maiores perdas de vapor.

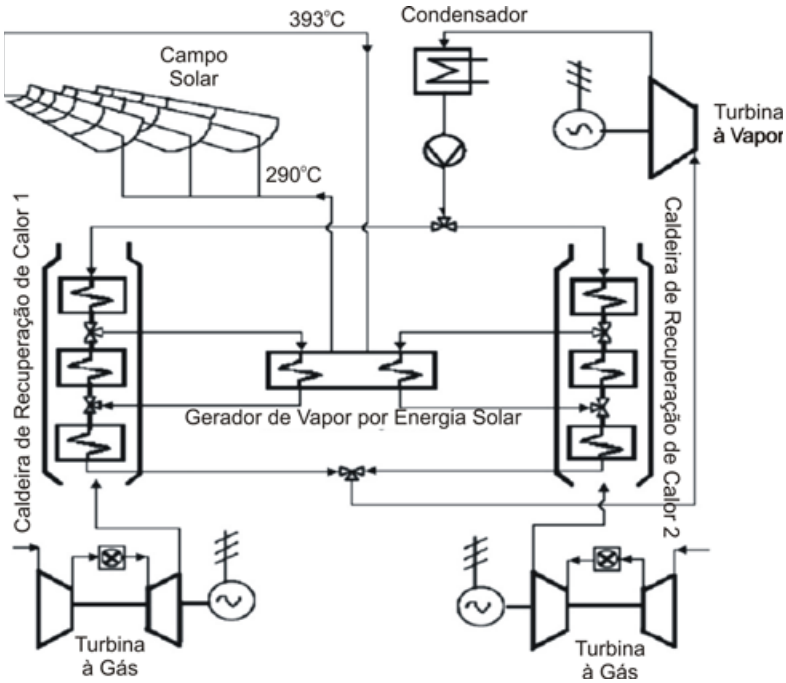


Figura 15. Esquema de planta *ISCCS*. Adaptado de Behar *et al*. (2014)

Um estudo semelhante foi realizado por Okoroigwe & Madhlopa (2016) considerando Torre Solar como a tecnologia de captação da energia solar. Um fato interessante nestes casos é que, além de poder entrar na geração de vapor, a Torre Solar tem capacidade de gerar temperaturas compatíveis com as de combustão do gás e consequentemente podem entrar no ciclo *Brayton* diretamente com altas eficiências de conversão solar-eletricidade. No entanto, para tal o receptor tem que ser a ar pressurizado, o que impõe alguns desafios tecnológicos e, por isso, ainda carecem de algum desenvolvimento tecnológico para aplicação comercial. Apesar de as plantas comerciais que atualmente utilizam a hibridização *ISCCS* serem de grande porte, esta pode ser uma opção interessante no contexto de *WtE* pela disponibilidade do gás de aterro.

Outras formas de hibridização de energia heliotérmica com o aproveitamento de gás são possíveis. A injeção de vapor nas câmeras de combustão de turbinas a gás, conhecido como *STIG*, pode aumentar a potência da turbina no chamado ciclo Cheng (Motz, 1987; Penning & de Lange, 1996). Tipicamente, a geração de vapor para essa aplicação é realizada com um sistema de recuperação de calor a partir dos gases de escape da turbina a gás. Neste caso, inviabiliza a utilização do ciclo combinado, pois o calor para o ciclo de vapor e *STIG* competiriam pela mesma fonte de energia. Apesar de o ciclo combinado ser mais eficiente, existem vantagens no *STIG* devido à maior simplicidade do sistema (De Paepe & Dick, 2001). A partir dessa ideia, Livshits & Kribus (2012) estudaram um sistema para a geração de vapor por energia solar (Figura 16). A vantagem é que, para essa aplicação, a temperatura e pressão do vapor são compatíveis com as tecnologias heliotérmicas. Os resultados obtidos apontam para uma eficiência global solar e combustível entre animadores 40% e 55% com aumento de eficiência sobre *STIG* convencional de 22% a 37%.

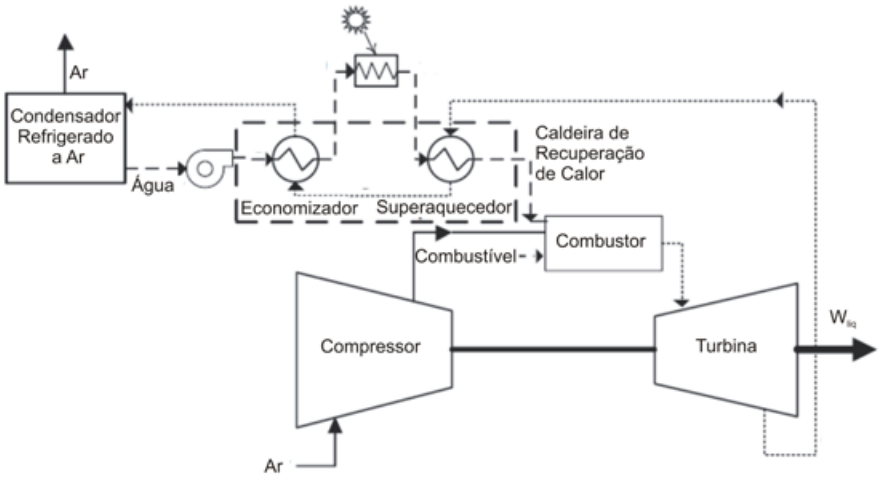


Figura 16. Sistema *STIG* hibridizado com heliotérmica estudado por Livshits & Kribus (2012). Adaptado de Livshits & Kribus (2012)

Athari *et al*. (2016) também estudaram o uso do *STIG*, mas acoplado com sistemas com gaseificação de biomassa para turbinas a gás em conjunto com sistema de refrigeração do ar de admissão por névoa de água (Figura 17). Seus resultados demonstram que, com razões de pressão do ciclo a gás maiores, a utilização *STIG* é mais eficiente do que o próprio ciclo cominado. Essa é uma aplicação interessante para hibridização com heliotérmica em *WtE*, pois a gaseificação é uma possível rota tecnológica para resíduos sólidos.

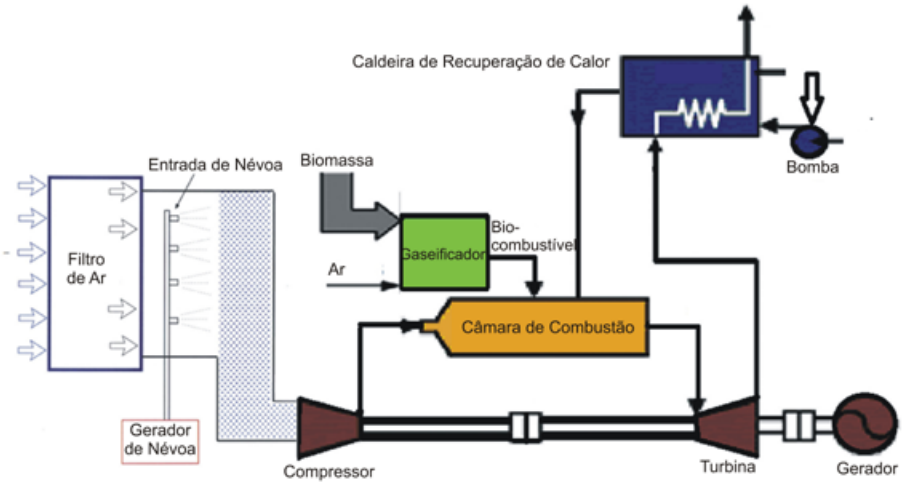


Figura 17. Esquema do sistema *STIG* com gaseificação. Adaptado de Athari *et al.* (2016)

Como a gaseificação é uma possibilidade de aproveitamento do recurso energético dos resíduos sólidos do aterro, uma hibridização da fonte heliotérmica, classificada de média sinergia, aplicável no contexto *WtE*, é a utilização da energia solar no processo de gaseificação de biomassa. O seu uso na geração de vapor d'água aplicado ao processo elimina a necessidade de queima parcial do material para alimentar a reação endotérmica de gaseificação, aumentando, assim, o valor calorífico do gás de síntese. A gaseificação com vapor d'água de biocarvão foi estudada por Melchior *et al.* (2009). A conversão da energia solar em energia química corresponde a um armazenamento da energia heliotérmica (Melchior *et al.*, 2009) e atinge eficiências de até 50% neste processo (Powell *et al.*, 2017).

Uma interessante aplicação de heliotermia para geração de energia é em fornecimento de calor para externo para turbinas a gás (Al-Attab & Zainal, 2015). Essa tecnologia é bastante promissora por ter altas eficiências de conversão pela sua alta temperatura. No entanto, ela requer fornecimento de calor para o ar pressurizado, o que pode ser um desafio para receptores solares no contexto *WtE*.

Existem outras tecnologias de hibridização com heliotérmica como fonte de calor associado à outra fonte que poderiam ser aplicadas para a geração de energia em aterros sanitários. Vale citar os trabalhos de Bianchini *et al.* (2013 e 2015) que estudaram o processo de reforma do metano por vapor (MSR, do inglês *Methane Steam Reforming*) com fonte de calor solar na conversão para gás de síntese de maior valor calorífico. Outro exemplo é a pesquisa de Habibollahzade *et al.* (2018), em que a combinação de calor de rejeito na condensação de ciclo *Rankine* de uma planta *WtE* em Teerã, Irã, associado à energia solar usada numa chaminé solar para geração de energia foi estudada. Apesar de promissoras, essas tecnologias estão ainda em estados iniciais de desenvolvimento e não se provaram aplicáveis em escala comercial.

Num conceito mais amplo de hibridização heliotérmica no aproveitamento energético na remediação de aterros sanitários em descomissionamento, podem-se considerar ainda os processos de remediação que requerem fornecimento de calor. Alguns tratamentos de chorume, como, por exemplo, o proposto por Xu *et al.* (2006), requerem a evaporação deste. Neste caso, o calor para o processo de evaporação é de relativa baixa temperatura, 115°C a 130°C que podem ser eficientemente obtidos com concentradores solares de baixo custo.

Poucos estudos existem na literatura a respeito da aplicação de *CSP* no contexto de *WtE* com hibridização. Das referências encontradas, apenas duas se enquadram neste conceito (Sadi & Arabkoohsar, 2019; Habibollahzade *et al*., 2018) e, em ambas, de acordo com os próprios autores, são estudos iniciais de aplicação que ainda requerem maiores aprofundamentos. No entanto, um grande número de aterros sanitários não controlados (lixões) estão localizados em locais com potencial solar considerável, principalmente em países em desenvolvimento, o que deve estimular pesquisas aplicadas mais consistentes no futuro, inclusive no Brasil. No Brasil, a nova Política Nacional de Resíduos Sólidos obriga os governos a agirem no sentido de atacar o problema dos lixões. Diante disso, existem oportunidades a serem exploradas tanto em termos de PD&I quanto de aplicações comerciais de *CSP* em *WtE*.

3.2.1 Hibridização PV-CSP

O estado tecnológico atual da energia solar é composto por um maior desenvolvimento comercial da tecnologia fotovoltaica, que é identificado com maior viabilidade para aplicações em pequena e média escala (Khan & Arsalan, 2016). Enquanto isso, maiores retornos econômicos são identificados para a tecnologia *CSP*, que, apesar de ser mais dispendiosa, é, portanto, mais indicada para aplicações em larga escala. A hibridização entre essas duas tecnologias permite aliar um melhor retorno econômico a uma maior disponibilidade e oferta de tecnologias, trazendo otimização ao processo de geração de energia (Rodrigues, 2017).

Sistemas de energia solar concentrada usam o sol como fonte de calor, onde a concentração de irradiação solar por espelhos ou lentes é utilizada na geração de eletricidade (Magrassi *et al*., 2019). A grande vantagem que mais se destaca dos sistemas *CSP* é sua capacidade de armazenamento térmico, possibilitando o fornecimento de eletricidade mesmo com a ausência do sol (Khan & Arsalan, 2016). Apesar disso, trata-se de um tipo de geração alternativo ainda não competitivo com as demais fontes de energia, sendo que alguns autores (Arvizu *et al*., 2011; Trieb *et al*., 2014) citam uma previsão de que isso só aconteça após o ano de 2030.

Tecnologias de geração *CSP*, geralmente, exigem índices de irradiância normal direta, maiores que 2.000 kWh/m²/a para se tornarem plantas autônomas e eficientes (Peterseim *et al*., 2012). Em contrapartida, a implementação de sistemas *CSP* em plantas híbridas torna-se vantajosa pelo fato de serem aceitos índices menores de irradiância direta (a partir de 1.700 kWh/m²/a) e por serem menores os investimentos iniciais (Peterseim *et al*., 2012). Apesar disso, não se trata de uma métrica autossuficiente para a projeção de sistemas solares híbridos, uma vez que a variabilidade sazonal e a constatação de dias não ideais para geração solar são outros fatores essenciais para se programar o melhor fator de capacidade da planta (Green *et al*., 2015).

Em relação ao mercado, a hibridização *PV-CSP* se enquadra muito bem no sentido de suprir demandas diurnas com a geração fotovoltaica e as demandas de pico, tradicionalmente ocasionadas após o pôr do sol, com a disponibilidade da energia armazenada pelo *CSP*. Tradicionalmente, esse tipo de hibridização compactua com sinergias híbridas leves, dadas pela operação particular de cada tecnologia e pelo compartilhamento de uma mesma rede elétrica de distribuição, conforme demonstrado no diagrama da Figura 18.

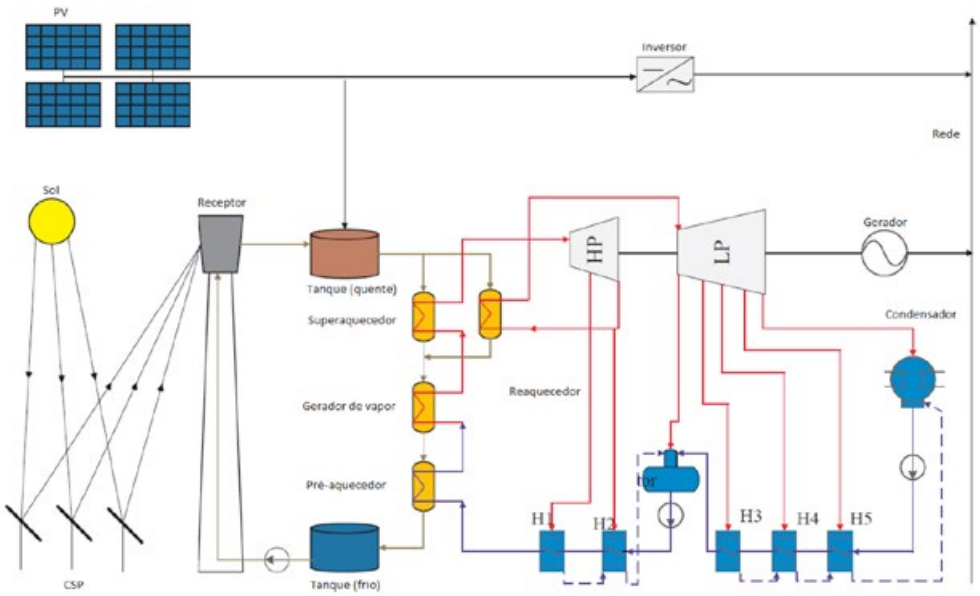


Figura 18. Proposta de planta híbrida *PV-CSP* com armazenamento térmico. Adaptado de Zhai *et al*. (2017)

No cenário nacional, dados do Ministério de Minas e Energia de 2016 mostraram, em termos gerais, que os custos de instalação de uma usina autônoma *CSP* variam entre R$350,00 e R$650,00 por MWh, enquanto que para a tecnologia fotovoltaica variam entre R$250,00 e R$300,00 por MWh (Rodrigues, 2017). Com isso, em termos ótimos, o melhor arranjo seria aquele capaz de gerar energia para atender a demandas 24 horas por dia, aliando o menor custo da tecnologia fotovoltaica ao armazenamento térmico da *CSP*. Isso forneceria a extensão do período de fornecimento de energia a um custo mais baixo, se o arranjo for comparado aos sistemas autônomos, aumentando o fator de capacidade da planta.

Em 2016, Parrado *et al*. (2016), comprovaram a viabilidade de instalação de uma planta híbrida *PV-CSP* no norte do Chile, região de alta disponibilidade de recurso solar, para, sobretudo, atender de forma contínua à demanda de eletricidade de uma indústria de mineração da região. O levantamento do custo nivelado de energia (*Levelized Cost of Energy – LCOE*) foi simulado especialmente para o caso da planta híbrida com geração de 24h/dia, composto por um sistema PV de silício monocristalino de 20 MWp e *CSP* de Calha Parabólica de 30 MWe com 15h de armazenamento térmico (Thermal Energy Storage - TES). O estudo contribuiu com um importante resultado para o futuro econômico e ambiental do Chile, mostrando a projeção econômica do *LCOE* até 2050 para a planta *PV-CSP*, com um forte decréscimo no custo das tecnologias.

O cenário mundial de desenvolvimento das usinas híbridas *PV-CSP* encontra-se em crescimento e conta, por exemplo, com o projeto em desenvolvimento em Copiapó, no Deserto do Atacama – Chile, promovido pela indústria SolarReserve. Trata-se de um arranjo com armazenamento térmico com sais fundidos, sendo composto por duas torres de sal fundido de 130 MWe e uma usina fotovoltaica de aproximadamente 150 MWe (Larchet, 2015). Um segundo projeto, localizado na África do Sul, conhecido como Redstone, compõe um parque solar *CSP* combinado com plantas fotovoltaicas PV, que, juntos, representarão uma capacidade total instalada de 239 MW (Larchet, 2015), conforme mostra a Figura 19.

Figura 19. Proposta renderizada da planta *PV-CSP* do Projeto de Energia Térmica Solar *Redstone* no Cabo Setentrional, África do Sul. Fonte: Solar Reserve (2015)

4. ANÁLISES ECONÔMICAS DE SISTEMAS HÍBRIDOS DE GERAÇÃO DE ENERGIA

A busca pela diversificação da matriz energética por meio da introdução de fontes limpas de energia esbarra em diversos fatores que limitam a sua consolidação. Dentre esses fatores, destacam-se a intermitência na geração de energia e o elevado custo associado à integração de sistemas de armazenamento (apontados como uma possível solução para esta situação), o que pode comprometer a viabilidade financeira do projeto. Em função disso, a associação de diferentes fontes de energia por meio de sistemas híbridos tem sido utilizada como uma das principais estratégias para se contornar tais problemas, aumentando a eficiência e reduzindo os custos globais da geração.

4.1 Hibridização de Fontes de Geração

Em K. M. Powell *et al.* (2017), são apresentadas diversas referências que se propuseram a estudar sistemas híbridos, mais especificamente os decorrentes da associação da energia solar heliotérmica com outros sistemas de geração. Fontes que utilizam o gás natural e o carvão são apresentadas como possíveis alternativas para hibridização, principalmente por permitirem o compartilhamento de muitos equipamentos entre os dois sistemas (Fu Wang *et al.*, 2016). No entanto, destacam-se também as fontes que, assim como a heliotérmica, se baseiam na geração limpa de energia, como, por exemplo, o biogás, a energia solar fotovoltaica e a energia eólica (A. Colmenar-Santos *et al.*, 2015; B. Coelho *et al.*, 2015). Em todos os casos, o aumento da flexibilidade e da confiabilidade no fornecimento de energia caracteriza-se como uma vantagem imediata da associação de duas fontes. Todavia, é fundamental uma análise detalhada de cada topologia considerando-se os aspectos técnicos, econômicos e ambientais, pois são eles que constituem as ferramentas capazes de guiar o investidor em seu processo decisivo.

A associação da energia solar fotovoltaica com a heliotérmica usufrui da vantagem de a produção ser dependente de um único recurso limpo e abundante: a luz solar. Neste caso, a possibilidade de armazenamento a baixo custo com a energia heliotérmica otimiza o despacho contínuo de energia, fator muitas vezes limitante para sistemas fotovoltaicos (Ju *et al*., 2017). De maneira concomitante, a associação da fonte heliotérmica com a biomassa ou biogás apresenta tanto a vantagem de se poder contar com um sistema de armazenamento, como com a possibilidade do compartilhamento de equipamentos entre os dois sistemas de geração. Nesse contexto, é fundamental ressaltar que as vantagens de determinadas topologias podem se sobressair em relação a outras a depender de fatores climáticos, econômicos e ambientais, sendo crucial uma extensa investigação de todos esses aspectos.

4.2 Plataformas Computacionais para Análise Financeira de Sistemas Híbridos

No tocante à composição dos sistemas híbridos, na literatura atinente, observa-se como prática comum o uso de *softwares* padrão para a previsão da geração anual dos sistemas propostos e para o cálculo de alguns indicadores financeiros. Plataformas como o HOMER, TRNSYS (Sahoo *et al*., 2018; Starke *et al*., 2016) e o *System Advisor Model* (SAM) (Starke *et al*., 2016) são utilizadas para realização de análises técnicas e econômicas. No entanto, grande parte dos estudos que as empregam limitam-se à avaliação unicamente do custo nivelado de energia (*LCOE*) como parâmetro para análise da viabilidade econômica. Com isso, o uso de indicadores como a Taxa Interna de Retorno (TIR), o Valor Presente Líquido (VPL), e o *payback* do projeto é negligenciado. Cabe ainda destacar que essas plataformas, além de apresentarem certas limitações no que diz respeito aos sistemas híbridos (Starke *et al*., 2016), não possuem disponíveis recursos que viabilizam análises que contemplam diferentes ambientes de comercialização de energia utilizados no Brasil.

Como forma de contornar as limitações impostas pelos *softwares*, alguns autores fazem uso de um misto de plataformas (Starke *et al*., 2016) na tentativa de se aproximar de um resultado mais preciso. Adicionalmente, é possível identificar trabalhos que empregam técnicas de otimização como forma de se alcançar maior nível de detalhes (Starke *et al*., 2018). Apesar disso, não se constata a existência de estudos que contemplam a imprevisibilidade dos retornos financeiros das topologias propostas, ou seja, não há registros de estudos baseados em análises de risco. Em outras palavras, os trabalhos existentes até então têm sido desenvolvidos utilizando-se análises determinísticas.

Em Starke *et al*. (2016), uma análise técnica e econômica foi conduzida para duas topologias de sistemas híbridos envolvendo a energia solar fotovoltaica e a heliotérmica. A primeira topologia compôs a hibridização por meio de um sistema fotovoltaico com um sistema Calha Parabólica; e a segunda via um sistema fotovoltaico com um sistema de Torre Central. Em ambas, o foco é a produção contínua de energia por meio da utilização da fonte heliotérmica como forma de armazenamento. Assim, durante as simulações de geração, um controle dinâmico da fração de saída da turbina é realizado a cada intervalo de tempo baseado na geração instantânea do sistema fotovoltaico. O trabalho utiliza como figura de mérito para análise econômica unicamente o valor do *LCOE* calculado empregando-se a razão entre todos os custos associados à usina durante sua vida útil (25 anos) e a geração no respectivo período. Por meio de um estudo paramétrico, analisa-se o impacto do armazenamento, do múltiplo solar e da razão de potência fotovoltaica (PR) no *LCOE* e no fator de capacidade da planta. Após um minucioso processo de otimização, conclui-se que a hibridização permite alcançar fatores de capacidade superiores a 80%, e que reduções no *LCOE* entre 4% e 7% para a primeira topologia, e entre 1,5% e 4% para segunda topologia, são alcançadas em comparação aos valores para os sistemas heliotérmicos operando isoladamente.

Em Juergen H. Peterseim *et al*. (2014), realiza-se uma análise técnica e econômica de uma usina de geração híbrida composta por uma planta à base de biomassa e uma fonte heliotérmica do tipo torre solar. Como principal atrativo para tal topologia, tem-se o fato de os sistemas heliotérmicos do tipo torre solar serem capazes de prover vapor com características bastante similares às necessárias para operação do sistema à base de biomassa, ou seja, com T > 500°C e P > 100 bar. Além disso, a possibilidade de se compartilhar alguns equipamentos como a turbina a vapor e os condensadores permite a redução dos custos de geração. Cabe salientar que, para atingir um bom compartilhamento, ambas as fontes devem desempenhar o papel de produzir vapor em altas temperaturas e pressões para alimentar a turbina, uma vez que a técnica de reaquecimento, comumente empregada às fontes heliotérmicas em sistemas híbridos, não é usual para sistemas de pequeno porte. O estudo conduzido se baseia em uma planta com capacidade de 30 MWe, sendo 15 MWe provenientes da planta de biomassa e 15 MWe da planta heliotérmica, que se caracteriza tanto pela produção direta de vapor quanto pelo armazenamento de energia por meio de sal fundido. O local escolhido para o estudo foi a cidade de Griffith, na Austrália, por se tratar de uma região com alta produção de biomassa e elevado valor de irradiância normal direta (*DNI*, do inglês *Direct Normal Irradiance*). Na análise econômica, tanto o *LCOE* como a taxa interna de retorno, o valor presente líquido e o *payback* são utilizados como indicadores. Como principal resultado tem-se a redução de 43% do investimento quando se compara o sistema híbrido com o sistema heliotérmico operando isoladamente.

Em Soria *et al*., (2015), os autores realizaram uma análise da viabilidade técnica e econômica de sistemas híbridos de geração compostos pela biomassa e pela fonte heliotérmica, na região Nordeste do Brasil. Nesse estudo, prioriza-se a produção de energia via fonte solar, com a biomassa sendo utilizada de maneira secundária. Após se estabelecer uma Taxa Interna de Retorno (TIR) mínima e os demais fatores financeiros relevantes, os autores realizaram uma análise de quais valores de *Biomass fill fraction* (*BFF*) e múltiplo solar permitem que o *LCOE* projetado seja menor do que o valor superior atingindo no leilão mais recente para energias renováveis no Brasil. Feito isso, tem-se uma configuração minimamente viável para a planta híbrida proposta. O trabalho faz um mapeamento completo da região Nordeste do país, ressaltando as potencialidades de cada área.

Vale ressaltar que alguns trabalhos se destacam por apresentarem uma detalhada análise dos impactos ambientais decorrentes da implementação das diferentes formas de fontes híbridas (Magrassi *et al*., 2019). Por meio do emprego do método *Lyfe Cycle Assessment* (*LCA*), é possível mensurar os impactos de uma usina desde a sua entrada em operação até anos após o seu encerramento. Além de ressaltar o aspecto ambiental, que pode ser um fator decisivo na escolha de uma topologia em detrimento de outra, tais estudos apresentam uma grande base de dados, muitas vezes úteis para posteriores análises técnicas e econômicas deste tipo de projeto.

5. CONCLUSÕES

A utilização de sistemas fotovoltaicos em aterros de Resíduos Sólidos Urbanos é uma tendência, com centenas de casos já instalados nos Estados Unidos. Tal experiência permite balizar, com mais segurança, as modificações que devem ser feitas nos projetos fotovoltaicos para considerar as peculiaridades dos aterros, e também como as placas solares e suas estruturas de sustentação afetam a operação e manutenção da cobertura do aterro.

Com relação ao uso de tecnologias heliotérmicas, apesar de sua viabilidade ser comprovada pelas plantas comerciais já implementadas, ainda não existem estudos consistentes na sua utilização para o aproveitamento no contexto de *WtE*. No entanto, o aproveitamento do recurso solar em instalações híbridas *CSP*-térmica fortes, como, por exemplo, em ciclos de potência *Rankine* ou combinado com a associação de gás de aterro e/ou CDR com o recurso solar, parece ser uma aplicação promissora devido à melhor eficiência na conversão solar/eletricidade, quando comparada à fotovoltaica, e redução de custos de capital das instalações puramente *CSP*, o que é um entrave à proliferação da tecnologia no país.

Do levantamento e da análise dos trabalhos disponíveis na literatura atinente, percebe-se a ausência de resultados de uma criteriosa avaliação de viabilidade econômica de sistemas híbridos executada por meio de análises de risco de investimentos, seguida de uma análise de sensibilidade dos mais sensíveis parâmetros que a afetam. Os estudos executados até então têm empregado, em geral, *softwares* padrão em análises determinísticas que, além de não contemplarem variáveis importantes neste tipo de análise como a TIR, o VPL, e o *payback* do projeto, não apresentam em detalhes as possíveis formas de compensação por meio da exploração dos diferentes ambientes de comercialização de energia brasileiros. O emprego de uma análise de riscos neste tipo de empreendimento caracteriza-se como uma ferramenta capaz de disponibilizar informações precisas para investidores, quando da tomada de decisão sobre geração de energia via sistemas híbridos. Isso pode culminar no crescimento deste tipo de negócios e, em consequência, contribuir para a disseminação de práticas voltadas à melhoria do meio ambiente.

REFERÊNCIAS

[1] ABRELPE (2018). *Roteiro para encerramento de lixões*.

[2] AL-ATTAB, K. A.; ZAINAL, Z. A. (2015). *Externally fired gas turbine technology: A review*, *Applied Energy*, 138, p. 474–487. doi: 10.1016/j.apenergy.2014.10.049.

[3] ARVIZU, D.; BALAYA, P.; CABEZA, L.; HOLLANDS, T.; JÄGER-WALDAU, A.; KONDO, M.; KONSEIBO, C.; MELESHKO, V.; STEIN, W.H.; TAMAURA, Y.; XU, H.; ZILLES, R. (2011). Direct solar energy, in *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge University Press, p. 100.

[4] ASTOLFI, M. *et al.* (2011). *Technical and economical analysis of a solar-geothermal hybrid plant based on an Organic Rankine Cycle*, *Geothermics*, 40(1), p. 58–68. doi: 10.1016/j.geothermics.2010.09.009.

[5] ATHARI, H. *et al.* (2016). *Gas turbine steam injection and combined power cycles using fog inlet cooling and biomass fuel: A thermodynamic assessment*, *Renewable Energy*, 92, p. 95–103. doi: 10.1016/j.renene.2016.01.097.

[6] BAHAROON, D. A. *et al.* (2015). *Historical development of concentrating solar power technologies to generate clean electricity efficiently – A review*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41, p. 996–1027. doi: 10.1016/j.rser.2014.09.008.

[7] BARBOSA, C. F. O. (2006). *Avaliação Tecnológica, Operacional e de Gestão de Sistemas Híbridos para Geração de Eletricidade na Região Amazônica*. Universidade Federal do Pará - UFPA.

[8] BEHAR, O. *et al.* (2014). *A review of integrated solar combined cycle system (ISCCS) with a parabolic trough technology*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39, p. 223–250. doi: 10.1016/j.rser.2014.07.066.

[9] BEHAR, O.; KHELLAF, A.; MOHAMMEDI, K. (2013). *A review of studies on central receiver solar thermal power plants*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 23, p. 12–39. doi: https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.02.017.

[10] BERNARDOS, E. *et al.* (2013). *Assessing the potential of hybrid fossil-solar thermal plants for energy policy making: Brayton cycles*, *Energy Policy*, 62, p. 99–106. doi: 10.1016/j.enpol.2013.08.002.

[11] BIANCHINI, A.; PELLEGRINI, M.; SACCANI, C. (2013). *Solar steam reforming of natural gas integrated with a gas turbine power plant*, *Solar Energy*, 96, p. 46–55. doi: 10.1016/j.solener.2013.06.030.

[12] BURIN, E. K. *et al.* (2015). *Boosting power output of a sugarcane bagasse cogeneration plant using parabolic trough collectors in a feedwater heating scheme*, *Applied Energy*, 154, p. 232–241. doi: 10.1016/j.apenergy.2015.04.100.

[13] BURIN, E. K. *et al.* (2016). *Thermodynamic and economic evaluation of a solar aided sugarcane bagasse cogeneration power plant*, *Energy*, 117, p. 416–428. doi: 10.1016/j.energy.2016.06.071.

[14] COELHO, B. *et al.* (2015). *Biomass and central receiver system (CRS) hybridization: Integration of syngas/biogas on the atmospheric air volumetric CRS heat recovery steam generator duct burner*, *Renewable Energy*, p. 665–674. doi: https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.10.054.

[15] COLMENAR-SANTOS, A. *et al.* (2015). *Hybridization of concentrated solar power plants with biogas production systems as an alternative to premiums: The case of Spain*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, p. 186–197. doi: https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.061.

[16] DEFRA - Department for Environment Food & Rural (2014). *Energy from waste - A guide to debate*. London, UK.

[17] ENEL, E. G. P. N. A. (2016). *Stillwater Power Plant*.

[18] EPA, U. S. E. P. A. (2019). *RE-Powering America's Land Initiative: Tracking Completed Projects on Contaminated Lands, Landfills, and Mine Sites*.

[19] EPE (2016). *Demanda de Energia 2050 - Nota técnica DEA 13/15*.

[20] EPE (2018). *Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2018 - Ano Base 2017*.

[21] FENG, L. *et al.* (2016). *The development of a thermo-economic evaluation method for solar aided power generation*, *Energy Conversion and Management*, 116, p. 112–119. doi: 10.1016/j.enconman.2016.01.072.

[22] FERREIRA, A. *et al.* (2018). *Economic overview of the use and production of photovoltaic solar energy in brazil*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 81(April 2016), p. 181–191. doi: 10.1016/j.rser.2017.06.102.

[23] FOSTER, R.; GHASSEMI, M.; COTA, A. (2010). *Solar energy : renewable energy and the environment*. Boca Raton: CRC Press.

[24] FRONTIN, S. de O. *et al.* (2017). *Usina Fotovoltaica Jaíba Solar : Planejamento e Engenharia*. Brasília, DF.

[25] EL GHARBI, N. *et al.* (2011). *A comparative study between parabolic trough collector and linear Fresnel reflector technologies*, *Energy Procedia*, 6, p. 565–572. doi: https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.05.065.

[26] GOEBEL, O.; LUQUE, F. (2010). *Shams One 100 MW CSP Plant in Abu Dhabi-Update on Project Status*, in *Proceedings of the SolarPACES 2010 Conference*.

[27] GREEN, A. *et al.* (2015). *High Capacity Factor CSP-PV Hybrid Systems*, *Energy Procedia*, 69, p. 2049–2059. doi: 10.1016/j.egypro.2015.03.218.

[28] HABIBOLLAHZADE, A. *et al.* (2018). *Enhanced power generation through integrated renewable energy plants: Solar chimney and waste-to-energy*, *Energy Conversion and Management*, 166, p. 48–63. doi: 10.1016/j.enconman.2018.04.010.

[29] HARTL, M. *et al.* (2012). *Experimental and numerical investigations on a combined biomass--solar thermal system*, *Energy Procedia*, p. 623–632. doi: 10.1016/j.egypro.2012.11.072.

[30] IEA-PVPS (2018). *Trends 2018 in Photovoltaic Applications: Survey Report of Selected IEA Countries between 1992 and 2017 - Report IEA PVPS T1-34:2018*.

[31] IEA (2017). *Key world energy statistics 2017*.

[32] IEA, I. E. A. (2014). *Technology roadmap: solar thermal electricity*.

[33] INPE (2019). *Sistema de Organização Nacional de Dados Ambientais*. Available at: <http://sonda.ccst.inpe.br/index.html>.

[34] IPCC (2014). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.

[35] JU, X. *et al.* (2017). *Solar Energy Materials & Solar Cells A review on the development of photovoltaic/concentrated solar power (PV- CSP) hybrid systems*, *Solar Energy Materials and Solar Cells*, p. 305–327. doi: https://doi.org/10.1016/j.solmat.2016.12.004.

[36] KHAN, J.; ARSALAN, M. H. (2016). *Solar power technologies for sustainable electricity generation - A review*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 55, p. 414–425. doi: 10.1016/j.rser.2015.10.135.

[37] KIATREUNGWATTANA, K.; MOSEY, G.; JONES-JOHNSON, S. *et al.* (2013). *Best Practices for Siting Solar Photovoltaics on Municipal Solid Waste Landfills*. Available at: <http://www.epa.gov/oswercpa/docs/best_practices_siting_solar_photovoltaic_final.pdf>.

[38] KIATREUNGWATTANA, K.; MOSEY, G.; JONES-JOHNSON, S., *et al.* (2013). *Best Practices for Siting Solar Photovoltaics on Municipal Solid Waste Landfills*.

[39] LARCHET, K. (2015). *Solar PV-CSP Hybridisation for Baseload Generation: A Techno-economic Analysis for the Chilean Market*. KTH School of Industrial Engineering and Management.

[40] LILLIESTAM, J. *et al.* (2018). *Policies to keep and expand the option of concentrating solar power for dispatchable renewable electricity*, *Energy Policy*, 116, p. 193–197. doi: 10.1016/j.enpol.2018.02.014.

[41] LIVSHITS, M.; KRIBUS, A. (2012). *Solar hybrid steam injection gas turbine (STIG) cycle*, *Solar Energy*, 86(1), p. 190–199. doi: 10.1016/j.solener.2011.09.020.

[42] LOVEGROVE, K.; STEIN, W. (2012). *Concentrating Solar Power Technology: Principles, Developments and Applications*, *Concentrating Solar Power Technology: Principles, Developments and Applications*. doi: 10.1533/9780857096173.

[43] MAGRASSI, F. *et al.* (2019). *Hybrid solar power system versus photovoltaic plant: A comparative analysis through a life cycle approach*, *Renewable Energy*, 130, p. 290–304. doi: 10.1016/j.renene.2018.06.072.

[44] MALAGUETA, D. *et al.* (2013). *Assessing incentive policies for integrating centralized solar power generation in the Brazilian electric power system*, *Energy Policy*. Kidlington, 59, p. 198. doi: 10.1016/j.enpol.2013.03.029.

[45] MCTIC (2019). *Sistema de Registro Nacional de Emissões – SIRENE - do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações*.

[46] MELCHIOR, T. *et al.* (2009). *Solar-driven biochar gasification in a particle-flow reactor*, *Chemical Engineering & Processing: Process Intensification*, 48(8), p. 1279–1287. doi: 10.1016/j.cep.2009.05.006.

[47] MMA - Ministério do Meio Ambiente (2012). *Plano Nacional de Resíduos Sólidos*. Brasília, DF.

[48] MORIN, G. *et al.* (2012). *Comparison of Linear Fresnel and Parabolic Trough Collector power plants*, *Solar Energy*, 86(1), p. 1–12. doi: 10.1016/j.solener.2011.06.020.

[49] MOTZ, D. A. (1987). *The Cheng Cycle: principles and applications*, in *Ass. Energy Engng, 8th Worm Energy Engng Conf*.

[50] NREL (2014). *System advisor model, sam 2014.1. 14: General description*, *National Renewable Energy Laboratory, NREL*.

[51] NREL (2019). *Termosolar Borges*. Available at: <https://solarpaces.nrel.gov/borges-termosolar>.

[52] OKOROIGWE, E.; MADHLOPA, A. (2016). *An integrated combined cycle system driven by a solar tower: A review*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 57(C), p. 337–350. doi: 10.1016/j.rser.2015.12.092.

[53] ONU (2015). *Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. Available at: <http://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/> (Accessed: 20 July 2018).

[54] OVERTON, T. W. (2015). *Termosolar Borges, Les Borges Blanques, Spain.(Abantia and Comsa Emte's concentrating solar power plant)(Top Plants)(Cover story)*, 159(12), p. 38.

[55] DE PAEPE, M.; DICK, E. (2001). *Technological and economical analysis of water recovery in steam injected gas turbines*, *Applied Thermal Engineering*, 21(2), p. 135–156. doi: 10.1016/S1359-4311(00)00029-6.

[56] PARRADO, C. *et al.* (2016). *2050 LCOE (Levelized Cost of Energy) projection for a hybrid PV (photovoltaic)-CSP (concentrated solar power) plant in the Atacama Desert, Chile*, *Energy*, 94, p. 422–430. doi: 10.1016/j.energy.2015.11.015.

[57] PENNING, F. M.; DE LANGE, H. C. (1996). *Steam injection: Analysis of a typical application*, *Applied Thermal Engineering*, 16(2), p. 115–125. doi: 10.1016/1359-4311(95)00052-F.

[58] PEREIRA, E. B. *et al.* (2017). *Atlas brasileiro de energia solar*. 2nd edn. Edited by INPE. São José dos Campos, SP.

[59] PETERSEIM, J. H. *et al.* (2012). *Concentrated solar power / Energy from Waste hybrid plants - creating synergies*, *SolarPACES Conference*.

[60] PETERSEIM, J. H. *et al.* (2014). *Concentrating solar power/alternative fuel hybrid plants: Annual electricity potential and ideal areas in Australia*, *Energy*, 68, p. 698–711. doi: 10.1016/j.energy.2014.02.068.

[61] PETERSEIM, J. H. *et al.* (2014). *Concentrating solar power hybrid plants – Enabling cost effective synergies*, *Renewable Energy*, 67, p. 178–185. doi: 10.1016/j.renene.2013.11.037.

[62] PINHO, J. T. (2008). *Sistemas Híbridos*. 1ª Edição. Brasília, DF: Ministério de Minas e Energia.

[63] POWELL, K. M. *et al.* (2017). *Hybrid concentrated solar thermal power systems : A review.*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, p. 215–237. doi: https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.067.

[64] PRAMANIK, S.; RAVIKRISHNA, R. V. (2017). *A review of concentrated solar power hybrid technologies*, *Applied Thermal Engineering*, 127, p. 602–637. doi: 10.1016/j.applthermaleng.2017.08.038.

[65] PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA (2010). *Lei n.° 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n.° 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*. Brasília, DF, publicado no Diário Oficial da União, seção 1, página 3.

[66] RODRIGUES, M. A. T. (2017). *Estudo da inserção de planta híbrida heliotérmica-fotovoltaica em diferentes localidades do Brasil*. Universidade de Brasília - UnB.

[67] RODRIGUES, M.; SIQUEIRA, M. (2015). A *case study of an hybrid solar-sugar-cane biomass power plant*, in *23rd ABCM International Congress of Mechanical Engineering*. Rio de Janeiro, RJ.

[68] ROMERO, M.; STEINFELD, A. (2012). *Concentrating solar thermal power and thermochemical fuels*, *Energy and Environmental Science*. doi: 10.1039/c2ee21275g.

[69] SADI, M.; ARABKOOHSAR, A. (2019). *Modelling and Analysis of a Hybrid Solar Concentrating-Waste Incineration Power Plant*, *Journal of Cleaner Production*. doi: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.055.

[70] SAHOO, U. *et al.* (2018). *Energy, exergy, economic analysis and optimization of polygeneration hybrid solar-biomass system*, *Applied Thermal Engineering*, p. 685–692. doi: https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2018.09.093.

[71] SOLAR PACES (2016). *NREL*. Available at: <https://solarpaces.nrel.gov/>.

[72] SOLARRESERVE, A. (2015). *South Africa Department of Energy Awards 100 MW Solar Thermal Project to Consortium led by SolarReserve and ACWA*.

[73] SORIA, R. *et al.* (2015). *Hybrid concentrated solar power (CSP) – biomass plants in a semiarid region: A strategy for CSP deployment in Brazil*, *Energy Policy*, p. 57–72. doi: https://doi.org/10.1016/j.enpol.2015.06.028.

[74] SOUSA, P.; SIQUEIRA, M. (2017). *Comparison of a hybrid CSP-biomass power plant performance into two different climate conditions*, in *24th ABCM International Congress of Mechanical Engineering*. Curitiba, PR.

[75] SRINIVAS, T.; REDDY, B. V. (2014). *Hybrid solar-biomass power plant without energy storage*, *Case Studies in Thermal Engineering*. Elsevier, 2, p. 75–81. doi: 10.1016/j.csite.2013.12.004.

[76] STARKE, A. R. *et al.* (2016). *Assessing the performance of hybrid CSP + PV plants in northern Chile*, *Solar Energy*, p. 88–97. doi: https://doi.org/10.1016/j.solener.2016.09.006.

[77] STARKE, A. R. *et al.* (2018). *Multi-objective optimization of hybrid CSP+PV system using genetic algorithm*, *Energy*, p. 490–503. doi: https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.12.116.

[78] SZABÓ, S. *et al.* (2017). *A methodology for maximizing the benefits of solar landfills on closed sites*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 76(February), p. 1291–1300. doi: 10.1016/j.rser.2017.03.117.

[79] THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (2009). *Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council*. Brussels, Belgium, p. 53.

[80] TRIEB, F.; FICHTER, T.; MOSER, M. (2014). *Concentrating solar power in a sustainable future electricity mix*. Sustain Sci, p. 47–60. Available at: <http://search.proquest.com.ez.sun.ac.za/engineering/docview/1492619867/9BBAB8FF13C443D3PQ/3?accountid=14049>.

[81] USEPA, U. S. E. P. A. (2015). *REPowering America's Land Initiative: Project Tracking Matrix*.

[82] WANG, F. *et al.* (2016). *Technical and economic analysis of integrating low-medium temperature solar energy into power plant*. *Energy Conversion and Management*, p. 459–469. doi: https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.01.037.

[83] WANG, F. *et al.* (2016). *Technical and economic analysis of integrating low-medium temperature solar energy into power plant*, *Energy Conversion and Management*. Elsevier Ltd, 112, p. 459–469. doi: 10.1016/j.enconman.2016.01.037.

[84] WIKIPEDIA (2019). *Termosolar Borges*, *Wikipedia*. Available at: <https://en.wikipedia.org/wiki/Termosolar_Borges>.

[85] XU, Y.-D. *et al.* (2006). *Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes*, *Chemosphere*, 64(6), p. 903–911. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.01.039.

[86] ZHAI, R. *et al.* (2014). *Optimization study of integration strategies in solar aided coal-fired power generation system*, *Renewable Energy*, 68, p. 80–86. doi: 10.1016/j.renene.2014.01.032.

[87] ZHAI, R. *et al.* (2017). *The daily and annual technical-economic analysis of the thermal storage PV-CSP system in two dispatch strategies*, *Energy Conversion and Management*, 154(October), p. 56–67. doi: 10.1016/j.enconman.2017.10.040.

[88] ZHANG, H. L. *et al.* (2013). *Concentrated solar power plants: Review and design methodology*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. doi: 10.1016/j.rser.2013.01.032.

[89] ZHANG, M. *et al.* (2016). *Performance of double source boiler with coal-fired and solar power tower heat for supercritical power generating unit*, *Energy*, 104, p. 64–75. doi: 10.1016/j.energy.2016.03.111.

ANEXO A

Tabela A.1 Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos nos Estados Unidos que possuem sistemas fotovoltaicos

Nome do Projeto	Cidade	Área do aterro (hectares)	Potência FV instalada (MW)	Ano de início da geração de energia
Bee Ridge Landfill / Rothenbach Park	Sarasota (FL)	182	0,25	2008
Tessman Road Municipal Solid Waste Landfill	San Antonio (TX)	275	0,13	2009
Islip Municipal Town Landfill	Hauppauge (NY)	22	0,05	2011
Madison County Agriculture and Renewable Energy Park	Lincoln (NY)	243	0,05	2011
Hickory Ridge Landfill	Atlanta (GA)	19	1	2011
Former Ellicott City Landfill	Ellicott City (MD)	34	1,2	2011
Edgeboro Landfill	East Brunswick (NU)		4,3	2011
Aquinnah Landfill	Aquinnah (MA)	2	0,05	2012
South Hadley Landfill	South Hadley (MA)		0,08	2012
Norfolk Landfill Phase I	Norfolk (MA)	21	0,55	2012
Norfolk Landfill Phase II	Norfolk (MA)	21	1,05	2012
Greenfield Solar Farm	Greenfield (MA)	9	2	2012
Oliver Street Landfill	Easthampton (MA)	16	2,3	2012
Kearny Landfill	Kearny (NJ)	14	3	2012
Fairhaven Sanitary Landfill (Canton)	Canton (MA)	6	5,6	2012
Quaboag Landfill Solar	Brookfield (MA)	6	0,43	2013
Bridge Street Landfill	Fairhaven (MA)		0,58	2013
Adams Landfill	Adams (MA)	8	1,1	2013
Waltham Street Landfill	Maynard (MA)	6	1,2	2013
Huntington Avenue Landfill	Metheun (MA)	12	1,3	2013
Russells Mills Road Landfill	Dartmouth (MA)	47	1,45	2013
Sudbury Landfill	Sudbury (MA)	7	1,5	2013
Former Grasso Landfill	Agawam (MA)	4	1,98	2013
Ludlow Landfill	Ludlow (MA)	9	2,7	2013
Madison County Landfill (Canastota)	Canastota (NY)		0,05	2014
Chilmark Landfill	Chilmark (MA)	4	0,1	2014
Townshend Landfill	Townshend (VT)		0,15	2014
McKees Solar Park	Newark (DE)		0,23	2014
York County Landfill Solar	Hopewell Township (PA)		0,3	2014
Eaton Rapids Landfill	Hamlin Township (MI)	12	0,54	2014
Duxbury Landfill	Duxbury (MA)	8	0,59	2014
Eastham Landfill	Eastham (MA)	15	0,63	2014
Hartford CT Landfill (solar)	Hartford (CT)	39	1	2014

Nome do Projeto	Cidade	Área do aterro (hectares)	Potência FV instalada (MW)	Ano de início da geração de energia
Tisbury Landfill	Tisbury (MA)	9	1,2	2014
Brewster Landfill	Brewster (MA)	6	1,23	2014
Braintree Landfill	Braintree (MA)		1,26	2014
Sutter's Landing Landfill Solar	Sacramento (CA)		1,5	2014
Williamson Landfill	Williamson (NY)		1,5	2014
Concord Landfill Phase I	Concord (MA)		1,7	2014
Chatham Landfill	Chatham (MA)	12	1,8	2014
Prospect Street Landfill	Easton (MA)	3	1,9	2014
Mashpee Landfill Solar	Mashpee (MA)		2,1	2014
West Nyack Landfill	Clarkstown (NY)		2,36	2014
Beech St. Landfill	Rockland (MA)	40	3,2	2014
East Providence Landfill Solar Farm	East Providence (RI)	93	3,7	2014
Cottage Street Landfill	Springfield (MA)	25	3,9	2014
Harwich Municipal Landfill	Harwich (MA)	49	4,5	2014
Theophilus Smith Road Landfill	Dennis (MA)	60	6	2014
Kinsley Landfill	Deptford Township (NJ)	57	11,18	2014
Belfast Landfill	Belfast (ME)		0,12	2015
Hutchinson Landfill	Hutchinson (MN)		0,4	2015
Orleans Landfill	Orleans (MA)	8	0,57	2015
Hoosick Falls Solar Garden	Village of Hoosick Falls (NY)	11	0,59	2015
Derby Landfill Solar	Derby (CT)	9	0,74	2015
West Tisbury Landfill	West Tisbury (MA)	4	0,88	2015
PatterSun NY #1	Patterson (NY)	4	0,94	2015
Forty West Landfill	Hagerstown (MD)		2	2015
Rutland Landfill (Stafford Hill)	Rutland (VT)	6	2,3	2015
Rehoboth Landfill (MA)	Rehoboth (MA)	8	2,49	2015
Westfield Landfill	Westfield (MA)	4	2,5	2015
Delta Hills Landfill	Chicopee (MA)		2,69	2015
Coventry Landfill	Coventry (VT)		2,7	2015
North Adams Landfill	North Adams (MA)		3,5	2015
Tequesquite Landfill	Riverside (CA)	49	7,5	2015
Desert Star Solar Plant	Buckeye (AZ)	1.036	10	2015
Parklands Solar Farm	Bordentown Township (NJ)	38	10,14	2015
Norwood Landfill Community Solar	Norwood (CO)		0,2	2016
Wilbraham Landfill	Wilbraham (MA)		0,75	2016
Wintergreen Ave. Landfill	Hamden (CT)		1	2016

Nome do Projeto	Cidade	Área do aterro (hectares)	Potência FV instalada (MW)	Ano de início da geração de energia
Woodstock (CT) Landfill Solar	Woodstock (CT)		1	2016
Hartford VT Landfill Solar	Hartford (VT)		1	2016
Milton Landfill Solar Garden	Milton (NH)	2	1	2016
PatterSun NY #2	Patterson (NY)	10	1,3	2016
North Carver Landfill	North Carver (MA)	9	1,7	2016
Wallkill Landfill	Wallkill (NY)	28	2	2016
Weston Landfill	Weston (MA)		2,27	2016
Resh Road Landfill (Resh S1)	Hagerstown (MD)		2,5	2016
Groton Landfill	Groton (MA)		2,93	2016
Bozrah Landfill Solar	Bozrah (CT)		3,1	2016
Needham Landfill	Needham (MA)	30	3,7	2016
Hunt Road Landfill	Amesbury (MA)	26	6	2016
Western Regional Sanitary Landfill	Lincoln (CA)		0,01	2017
North Haven Landfill	North Haven (CT)		0,38	2017
Cedar Street Landfill	Cohasset (MA)	18	0,42	2017
West Park Landfill (Floyd Ackert Rd.)	Esopus (NY)		0,6	2017
Lenox Landfill	Lenox (MA)		0,75	2017
Boxford Landfill	Boxford (MA)	3	1	2017
Clifton Park Landfill	Clifton Park (NY)	10	1	2017
Sky Park Solar	Eau Claire (WI)	11	1	2017
Highland Ave. Landfill	South Portland (ME)	14	1	2017
Evansville Avenue Landfill	Meriden (CT)		1,1	2017
Fairfield Landfill	Fairfield (CT)		1,3	2017
Dover Landfill Solar	Dover (MA)	460	1,4	2017
West Boylston Landfill	West Boylston (MA)		1,5	2017
Saugus Landfill Solar	Saugus (MA)	6	1,66	2017
Coyote Ridge Solar	Fort Collins (CO)		1,95	2017
MT Sullivan Landfill Solar	Chicopee (MA)		2,5	2017
Weibel Avenue Landfill	Saratoga Springs (NY)		2,5	2017
Bellingham Landfill Solar	Bellingham (MA)		2,7	2017
Pittsfield Municipal Landfill	Pittsfield (MA)	18	2,91	2017
Rogers Road Landfill	Norwich (CT)	40	3	2017
Milliken Landfill	Ontario (CA)	79	3,1	2017
Northampton Landfill Solar	Northampton (MA)	6	3,17	2017
East Bridgewater Landfill Solar	East Bridgewater (MA)	94	3,2	2017
Bedford Solar Farm	Bedford (VA)		3,3	2017
Woburn Landfill	Woburn (MA)	20	3,4	2017

Nome do Projeto	Cidade	Área do aterro (hectares)	Potência FV instalada (MW)	Ano de início da geração de energia
Falmouth Landfill	Falmouth (MA)	19	4	2017
Randolph Landfill Solar	Randolph (MA)	119	4,8	2017
Hudson/Stow Landfill Solar	Hudson (MA)		5	2017
Plainville Landfill	Plainfille (MA)	56	6	2017
Industrial Land Reclaiming Landfill	Edison (NJ)		7,75	2017
Greenwood St. Landfill	Worcester (MA)	21	8,1	2017
Woolwich Landfill	Woolwich (ME)		0,02	2018
Troy Landfill Solar 1	Troy (NY)	37	0,6	2018
Stockbridge Landfill	Stockbridge (MA)		0,9	2018
Bethel Town Landfill Solar	Bethel (CT)		0,95	2018
Newtown Landfill Solar	Newtown (CT)		1	2018
Ulster County Landfill Solar	Ulster (NY)	12	1,9	2018
Simonds Rd. Landfill	Williamstown (MA)	7	2	2018
Dennings Point Landfill Solar	Beacon (NY)		2	2018
Brooklyn Landfill Solar	Brooklyn (OH)	30	4	2018
Windham Solid Waste Management District	Brattleboro (VT)	12	5	2018
Montague Landfill Solar	Montague (MA)		5,9	2018
Annapolis Renewable Energy Park	Annapolis (MD)	202	16,8	2018

Fonte: (EPA, 2019)

CAPÍTULO 6

Processos de Conversão Termoquímicos

Fábio Cordeiro de Lisboa
Vitor Rodrigues Rossi
Marcos Paulo Ribeiro Garcia

Queima de RSU na produção de cimento

RESUMO

A conversão termoquímica de Resíduo Sólido Urbano (RSU) é abordada neste capítulo mostrando as tecnologias disponíveis para esta conversão e seus mecanismos. Serão descritos os processos de queima direta (ou incineração), de pirólise e gaseificação de resíduos, buscando um cenário contemporâneo do uso destas tecnologias. Tipos diferentes de equipamentos são apresentados, e técnicas de limpeza e caracterização dos gases e do próprio RSU são exploradas. O texto traz ainda, uma análise da coleta de resíduos sólidos no Distrito Federal, em particular aquele destinado ao aterro sanitário da Estrutural, já desativado. Após uma criteriosa amostragem, a caracterização do material coletado foi feita em duas estratégias: uma com o rejeito sem nenhum tratamento térmico, a fim de medir o potencial energético, e outra com as frações obtidas após exposição ao calor em forno mufla. Como resultados, observou-se que foram enterradas 19.7 milhões toneladas de resíduos, em sua maior parte sem seleção prévia. Mediu-se um poder calorífico inferior base úmida (PCI(bu)) de 2,3 MJ/kg, para uma umidade de 22,7%. Com este valor, é possível a conversão de até 11.341 GWh em calor ou 2.520 GWh em eletricidade. O material sólido resultante apresentou características de inerte e descontaminado, próprio para ser reinserido ao meio ambiente, reduzindo o impacto ambiental.

1. INTRODUÇÃO

A destinação de resíduos sólidos em grandes cidades é apresentada como um importante problema social. Garantir a correta disposição de rejeitos é sobretudo um fator de saúde pública e sustentabilidade ambiental, uma vez que diversos produtos dispostos em aterros têm ciclos de vida na ordem de centenas de anos. Neste projeto, serão estudada formas de transformar o rejeito sólido, já depositado no aterro da estrutural (Brasília, DF), em energia térmica. Vários autores (Stehlík, 2009; Ali *et al.*, 2012; Kalyani & Pandey, 2014; Bajić *et al.*, 2015), em trabalhos anteriores, analisando cenários parecidos com este estudo, sinalizaram a significância da gestão de resíduos urbanos e do seu aproveitamento para conversão em energia térmica. Existe um consenso na sustentabilidade ambiental, econômica e social do uso deste recurso (Baran, Mamis & Alagoz, 2016; Zhao *et al.*, 2016), apesar de contestados por Yay (2015), que aponta baixa viabilidade econômica no processo de incineração de resíduos urbanos, devido aos altos custos de operação e manutenção. Várias soluções são analisadas para a conversão energética do Resíduo Sólido Urbano, no entanto esta revisão tratará somente aquelas que usam processos de combustão direta (incineração), de pirólise e da gaseificação para obtenção de combustíveis derivados do resíduo. Ciclos de utilização destes combustíveis serão abordados e uma revisão bibliográfica sobre essas tecnologias será apresentada.

2. CONVERSÃO DE ENERGIA TÉRMICA EM ELETRICIDADE

Processos termoquímicos são métodos que, através de reações físico-químicas, obtêm-se geração ou consumo de calor e outros produtos gasosos, líquidos e sólidos. Os processos que geram calor são chamados de exotérmicos, já os que consomem calor são tidos como endotérmicos. A obtenção dos produtos pode ser direcionada de acordo com o tipo de processo que se adota.

Quando se trata de conversão energética, processos termoquímicos são utilizados desde a descoberta do fogo, em que, mesmo sem conhecimento teórico, o homem das cavernas submetia madeira a um processo termoquímico para a obtenção de calor ou energia térmica. Muito tempo depois e de forma racional, em 1698 a primeira máquina térmica foi construída, a máquina a vapor. Mas só em 1777 que o modelo se popularizou na indústria devido a algumas otimizações realizadas na época. James Watt, um empresário londrino, identificou falhas no modelo anterior e propôs um novo modelo em que reaproveitava uma parte do calor gerado pela própria máquina para economizar combustível e tempo no processo. Seu funcionamento é simples, mas foi revolucionário para a época.

Em uma máquina a vapor, a combustão de um determinado combustível gera calor para aquecer um reservatório de água. Essa água é transformada em vapor quente de água que, a determinadas condições de temperatura, pressão e volume, converte-se a energia potencial desse vapor em energia mecânica. É um exemplo de processo termoquímico muito utilizado e foi peça chave no desenvolvimento industrial da época de sua criação (1ª revolução industrial). As máquinas a vapor passaram a realizar tarefas que um ou mais trabalhadores não conseguiam realizá-las.

O avanço da engenharia e da termodinâmica tornou possível que essa energia mecânica fosse convertida em energia elétrica, porém com o custo benefício não muito atrativo. A primeira usina termelétrica do mundo foi construída em 1882 em Nova Iorque, e o problema de eficiência e custo benefício ainda é atual. No Brasil a primeira termelétrica foi acionada em 1883 na região de Juiz de Fora, junto a um complexo de duas hidrelétricas, justamente para servir de base à produção de eletricidade. Um exemplo disso é quando o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) necessita acionar usinas térmicas para abastecimento de energia do país e as tarifas de energia elétrica ficam mais caras. Um dos principais fatores que afeta esse aumento é o custo dos combustíveis utilizados, que em sua maioria, são de origem fóssil.

Desde a criação da primeira máquina térmica em 1698 até os anos 1960, com o surgimento dos primeiros grupos ambientalistas, a preocupação com a poluição gerada por processos termoquímicos utilizados na indústria era pequena. No processo de combustão, que é o caso da máquina a vapor, o produto principal é o calor gerado. Os gases e outros resíduos provenientes da queima eram apenas rejeitados. Por falta de conhecimento sobre os impactos ambientais causados, o processo de combustão foi usado por mais de 200 anos sem que o tratamento de seus resíduos fosse controlado. Outro motivo era a ausência de alternativas viáveis. O primeiro gaseificador de combustíveis (alternativa a combustão de combustíveis) foi criado em 1839 na Alemanha. Mas, apenas em 1861, os irmãos Siemens constroem o primeiro gaseificador de nível industrial. Não chegou a substituir a combustão, e a gaseificação também gerava resíduos nocivos ao meio ambiente. Com isso, os processos termoquímicos eram sempre atrelados à poluição.

Atualmente, o conceito chamado de "*Waste to Energy*", que basicamente significa transformar um rejeito em energia, tem contribuído para que os processos termoquímicos percam a fama de poluentes e passem a fazer parte de processos mais sustentáveis para o meio ambiente. "*Waste-to-energy*" (WtE) são processos de recuperação de energia na forma de eletricidade ou calor, a partir de resíduos. Os processos termoquímicos estão sendo amplamente utilizados no aproveitamento energético do tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), e têm o papel de dar destino final adequado ao resíduo e gerar energia com isso. Ademais, a aplicação em RSU causa outros benefícios como:

- redução do espaço necessário para o aterro: com o passar do tempo, o RSU passivo será tratado (a uma taxa muito maior que quando aterrado), diminuindo a área de ocupação, e o RSU que recém-chegar será tratado sem necessidade de grandes depósitos;
- redução de contaminantes orgânicos: o processo termoquímico consome grande parte dos contaminantes que são gerados no processo de tratamento atual dos aterros. Os RSU que chegarem à estação não serão enterrados, e os que estão enterrados serão minerados e tratados;
- redução das emissões de gases de efeito estufa produzido pela decomposição do RSU; e
- alternativa para tratamento de resíduos a que o processo bioquímico de digestão anaeróbia não consegue atender, devido a sua composição química.

Os principais processos termoquímicos para tratar o RSU são: gaseificação, pirólise e queima direta (combustão completa). Segundo Coelho *et al*. (2006), a gaseificação, combustão e pirólise podem ser diferenciadas por dois aspectos: quantidade de oxidante utilizada no processo e pelos produtos gerados. Na pirólise não ocorre a presença de oxidante; já na combustão e na gaseificação, sim. Porém, o primeiro com excesso e o segundo com medidas de oxidantes inferiores às estequiométricas teóricas para combustão em razão da quantidade de carbono presente nas reações. Em relação aos produtos desejados, a pirólise gera mais compostos líquidos. A combustão visa ao aproveitamento de calor, gerando subprodutos gasosos, essencialmente gás carbônico (CO_2) e vapor de água. Já a gaseificação, como o próprio nome sugere, visa à obtenção de compostos gasosos com relevante poder calorífico.

No tratamento de RSU não existe apenas um processo que possa ser escolhido e usado para todo resíduo do aterro. É necessária a junção de vários processos, para que cada um extraia uma fração de interesse no resíduo e consiga-se obter um processo global sustentável e rentável, direcionando as conversões energéticas para a redução da matéria orgânica a CO_2 e H_2O. Um exemplo é o caso da combustão, quando usada isoladamente, queimam-se os resíduos de forma direta e, além de gerar perdas energéticas de produtos não extraídos, é um processo poluidor. Atualmente, com a simbiose de mais de um processo, consegue-se compensar os pontos fracos de um com outros complementares. A Figura 1 ilustra os três tipos de processos e seus principais objetivos.

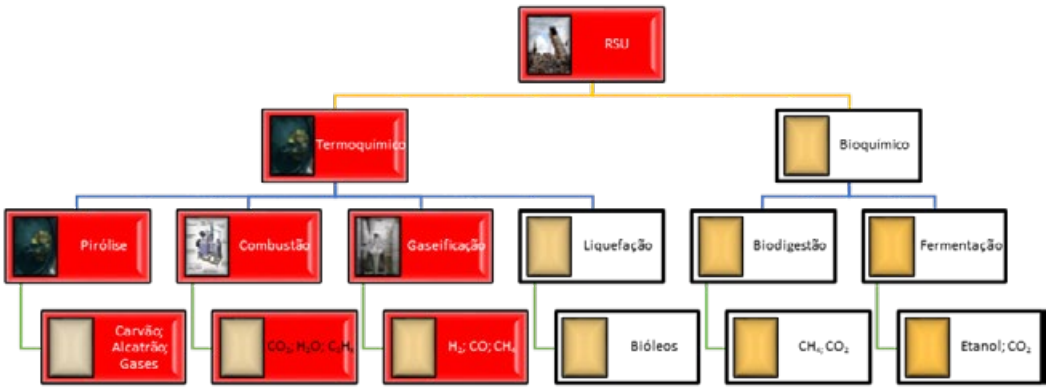


Figura 1. Conversão da RSU em energia. Em vermelho as rotas que serão abordadas neste trabalho

Na sequência são detalhados os processos e seus mecanismos de funcionamento.

3. COMBUSTÃO DIRETA EM INCINERADORES

A queima direta, também chamada de incineração e combustão completa, consiste na oxidação completa dos materiais contidos no combustível incinerado e é uma reação exotérmica. Esse processo já é utilizado no tratamento de resíduos municipais há algum tempo, com objetivo de reduzir volume do lixo e queimar gases nocivos (Figura 2). Segundo Morgado & Ferreira (2006), esse processo de tratamento diminui o volume dos resíduos em cerca de 90% e o peso a 15%. Mesmo com esse benefício, é um processo que gera bastante emissão de poluentes para o meio ambiente.

Figura 2. Queima de RSU na produção de cimento. Fonte: o autor

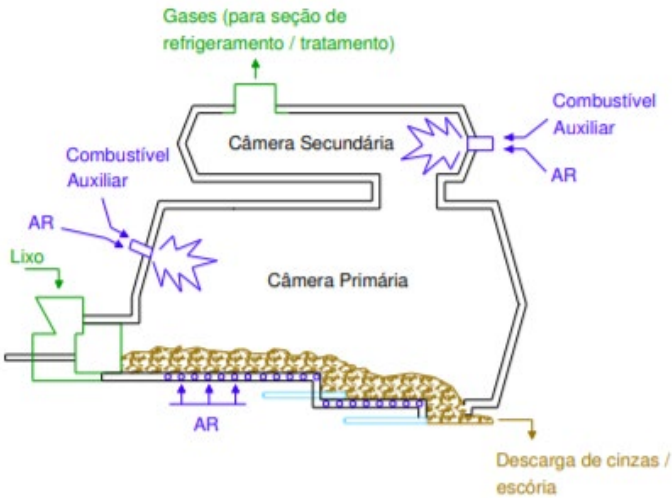
Atualmente, o processo de queima é combinado com os conceitos de recuperação energética, controle de emissões e um descarte apropriado do resíduo final. Essas medidas fazem com que esse processo possa ser bem menos agressivo para o meio ambiente, reduzindo bastante suas emissões. Nessa aplicação da incineração, o combustível queimado é formado por uma mistura ampla dos tipos de resíduos encontrados no aterro. A queima emprega altas temperaturas, pelo menos 550°C (Quaak, Knoef & Stassen, 1999), o que garante o tratamento sanitário, destruição dos componentes orgânicos contaminantes e minimiza a presença de combustível perdido nas cinzas residuais. A combustão produz um volume de gás mais alto que a gaseificação e a pirólise. Na queima direta de RSU, têm-se as seguintes vantagens:

- possível controle das descargas gasosas, gerando menos emissões;
- volume e massa do resíduo são reduzidos;
- processo relativamente rápido;
- eliminação de componentes muito tóxicos;
- cinzas e escória não são classificadas como resíduos perigosos; e
- área muito menor que à do aterro.

No entanto seguem-se algumas desvantagens:

- alguns materiais não são incineráveis, como os muito úmidos;
- para resíduos inorgânicos, o processo se torna complexo quando estes contêm metais pesados;
- alto custo de investimento e manutenção; e
- necessário combustível auxiliar para levar o incinerador à temperatura de operação.

Segundo Morgado & Ferreira (2006), pode-se dividir um sistema de queima em quatro etapas: preparação e alimentação, câmara de combustão, controle de poluentes atmosféricos e dispersão de cinzas e escórias (Figura 3). É necessário que se tenha uma caracterização detalhada da composição dos combustíveis incinerados, pois a seleção de componentes para o processo de incineração vai variar de acordo com as características físicas e químicas do combustível usado.



Fonte: (Morgado & Ferreira, 2006)

Figura 3. Funcionamento de um Incinerador de RSU

Existem diversas tecnologias de sistemas de incineração. Cada uma é melhor utilizada para determinado tipo de material de acordo com suas propriedades químicas e termodinâmicas. Segundo Machado (2015), alguns tipos de sistemas são: sistemas de fornos rotativos, fornos de leito fluidizado, incineradores de injeção líquida, incineradores de câmaras múltiplas, incineração oceânica, oxidação supercrítica, incineração catalítica, sistemas de plasma, entre outros. A Tabela 1 a seguir mostra alguns dos incineradores instalados no Brasil.

Quando o sistema estiver integrado com a produção de vapor para uso na produção de eletricidade ou para uso em processos industriais, outros tipos de fornalhas podem ser utilizados, como as de leito fixo (sistema de combustão em grelha inclinada, pulverização de carvão, alimentação por parafuso, combustor ciclônico) ou de leito fluidizado. Para identificar os critérios de seleção e características de funcionamento de cada tipo de fornalha, recomenda-se a consulta à obra publicada por Quaak *et al*. (1999), p. 7-25.

Tabela 1. Principais incineradores instalados no Brasil

Planta	Projeto / Tecnologia	Tipo	Capac. t/ano	Resíduos processados	Tratamento dos gases	Controle de emissões	Efluentes e cinzas
BASF Guaratinguetá – SP	Inter-Uhde	Rotativo	2.700	R.S.L.P., exceção de ascaréis	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: O_2, CO e SO_X	Cinzas: em aterro terceirizado
BAYER Belfort Roxo – RJ	Inter-Uhde	Rotativo	3.200	R.S.L.P. incluindo Difenilas policl.	Lavadores ácido e alcalino, separador de gotículas	Contínuo: O_2 CO	Cinzas: aterro ind.próprio. Líquidos: ETE
CETREL Camaçari – Bahia	Sulzer	Rotativo	10.000	Resíduos líquidos organoclorados	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: O_2, CO_2e NO_X	Cinzas: depositadas em aterro próprio
CETREL Camaçari – Bahia	Andersen 2000	Rotativo	4.500	Resíduos sólidos Classe I	Coletor de pó tipo ciclone, lavadores ácido e alcalino	Contínuo: CO, O_2, CO_2, NO_X, SO_2, opacidade	Cinzas: depositadas em aterro próprio
CIBA Taboão da Serra – SP	Inter-Uhde	Rotativo	3.200	Res. ind. org. e inorg. Exc. ascarel e radioativos	Lavadores ácido e alcalino, demister e ciclone	Contínuo: NOx, SOx, O_2, CO, temp., vazão, MP	Aterro próprio para 10.000 m^3 de cinzas e escórias
CINAL Marechal Deodoro – AL	CBC / Nittetu Chemical Engineering (Japão)	Câmara horizontal c/leito reciprocante	11.500	R.S.L.P. incl. PCBs e organoclorados	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: CO, CO_2, O_2, NOx, SOx, MP	Aterro próprio
CLARIANT Suzano – SP	Inter-Uhde	Rotativo	2.700	Resíduos sólidos e pastosos	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: CO, CO_2, O_2, NOx, SOx, MP	Cinzas e escórias: aterro industrial em Resende (RJ) e ETE 300 m^3/h

Planta	Projeto / Tecnologia	Tipo	Capac. t/ano	Resíduos processados	Tratamento dos gases	Controle de emissões	Efluentes e cinzas
ELI LILLY Cosmópolis – SP	Inter-Uhde	Rotativo	10.400	Resíduos sólidos, líquidos e pastosos	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: O_2, CO, CO_2	Aterro próprio classe I
KOMPAC Fortaleza – Ceará	Kompac	Câmara horizontal c/leito reciprocante	10.950	Resíduos de serviços de Saúde e Industriais	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: CO_2, CO, O_2 Periódico: SO_X, NO_X, HCl, HF, Cl_2	Efl. líquidos não descartados. Cinzas e escórias: aterro industrial
RHODIA (Cubatão – SP)	Rhone-Poulanc	Rotativo	18.000	R.S.L.P., incluindo. Organoclorados	Lavadores ácido e alcalino	Contínuo: O_2, CO, CO_2 e NO_X	Aterro industrial classe I

Fonte: Machado (2015)

4. PIRÓLISE DE RESÍDUO SÓLIDO URBANO (RSU)

A pirólise é a degradação térmica de um combustível na ausência completa de um oxidante ou em concentrações abaixo da estequiométrica teórica de combustão. É um processo que opera a temperaturas mais baixas comparadas à gaseificação e à combustão. Usualmente a temperatura de projeto gira em torno de 400°C a 900°C e é um processo endotérmico (Bridgwater & Bridge, 1991). Os produtos da pirólise podem ser divididos em três grupos:

- **Gases –** compostos por hidrogênio, metano e monóxido de carbono.
- **Combustível líquido –** composto por hidrocarbonetos, álcoois e ácidos orgânicos de elevada densidade e baixo teor de enxofre.
- **Resíduo sólido –** formado por carbono e a escória que são vidros, metais e outros materiais inertes ao processo.

As proporções de formação de cada produto variam com o tipo de método utilizado e com os parâmetros do reator. Os processos da pirólise podem ser divididos em três tipos:

- **Pirólise lenta ou carbonização –** opera na faixa de 300°C a 700°C a uma taxa de aquecimento que gira em torno de 0,1 a 1 °C/min. Seu principal produto é o carvão, contendo baixos níveis de líquidos e gases. O tempo de permanência do vapor gira em torno de 5 a 30 minutos.
- **Pirólise rápida –** opera entre 600°C a 1.000°C a taxas de aquecimento entre 10°C a 200°C por segundo. Esse processo é voltado para a produção de líquidos, mas ocorre a geração de frações sólidas e gasosas. A temperatura de pirólise é fundamental para otimizar a produção de líquidos e varia de acordo com a propriedade de cada matéria-prima.
- **Pirólise super-rápida –** opera entre 800° C e 1.000°C a uma rampa de 1.000°C por segundo com tempo de residência de poucos segundos. Seu principal objetivo é a produção do bio-óleo. Em pirólises desse tipo são usados leitos fluidizados.

A pirólise ocorre em um reator pirolítico, que possui três zonas em seu interior:

- **Zona de secagem –** onde a matéria-prima é inserida. Operando em torno de 100°C a 200°C, é a etapa responsável por reduzir a presença de umidade, pois esta atrapalha o andamento do processo e interfere nos produtos finais da reação.
- **Zona de pirólise –** onde ocorrem as principais reações do processo. São reações endotérmicas: volatilização, oxidação e fusão. Essa etapa opera entre 300°C a 1.600°C.
- **Zona de resfriamento –** onde os produtos são estabilizados e dispostos para coleta.

Um dos pontos positivos de se usar a pirólise é que é um processo de baixíssimas emissões. Pois ocorre na ausência de O_2, que, além de ser uma matéria-prima cara, é um percursor da geração de dioxinas e furanos, figuras 4 e 5 (Conesa, Fullana & Font, 2005; Conesa *et al*., 2009). Os gases combustíveis gerados necessitam de menos tratamentos para se atingirem os limites de emissões.

Considerando que o resíduo urbano era composto basicamente de três componentes: plásticos, resíduos de cozinha e madeira, e com o objetivo de avaliar o tamanho da partícula na performance da pirólise, Luo *et al*., (2010), investigaram amostras com tamanhos médios variando de 2mm a 20mm. Os resultados mostraram que para todas as amostras o tamanho das partículas tem um efeito no rendimento e composição do produto de pirólise: tamanho de partícula menor resulta em maior rendimento de gás com menos alcatrão e carvão; a diminuição do tamanho das partículas pode aumentar o conteúdo de H_2 e CO do gás, bem como o conteúdo de cinzas e elementos de carbono no carvão. E a influência é muito mais significativa para amostras com maiores teores de carbono e cinzas fixas, como lixo de cozinha, e menos para amostras com maior conteúdo volátil, plástico.

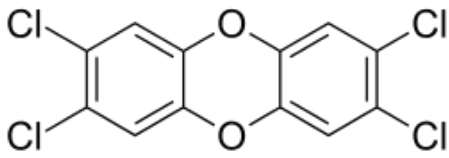


Figura 4. Estrutura molecular da TCDD, a mais tóxica das dioxinas

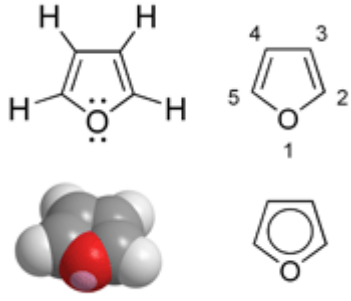


Figura 5. Estrutura molecular do furano, composto tóxico e possivelmente cancerígeno

A equação geral da pirólise foi definida por Basu (2010) da seguinte maneira:

$$C_nH_mO_p(Biomassa) \rightarrow_{calor} \sum_{Liquido} C_xH_yO_z + \sum_{gás} C_aH_bO_c + H_2O + C \quad (1)$$

Dependendo das condições de reação, ao receber calor, a matéria-prima vai ser transformada em componentes líquidos, gasosos, vapor d'água e carbono. Um dos principais produtos que se pode extrair da pirólise é o bio-óleo, fração líquida. É um líquido viscoso de caráter combustível de alta densidade energética podendo ser transformado em produtos mais finos. Em sua solução orgânica são encontradas substâncias como oxigênio, ácidos, cetonas, compostos fenólicos e carboxílicos de baixo peso molecular. Já a fração gasosa é composta por H_2, CO_2, CO e CH_4 com poder calorífico inferior (PCI) que variam entre 11 MJ/kg e 20 MJ/kg. A fração sólida é basicamente carbono, sendo chamada de carvão de pirólise, que pode ser transformado em combustível quando disposto em briquetes, atingindo um poder calorífico inferior próximo a 32 MJ/kg, podendo ser utilizada para alimentar a energia do próprio processo. Também pode ser transformado em carvão ativado, produto muito utilizado na indústria como filtro (Cao *et al*., 2002; Ismadji *et al*., 2005; Brum *et al*., 2008; Lisboa, Veras & Brasil, 2016).

5. GASEIFICAÇÃO DE RSU

A gaseificação consiste em uma sequência de processos termoquímicos em que um material constituído por carbono é oxidado parcialmente. Isso ocorre pelo controle da temperatura e a concentração de oxigênio estarem abaixo da concentração estequiométrica teórica para combustão. Variáveis como taxa de aquecimento, tempo de exposição ao agente oxidante, tipo de agente oxidante, velocidade das reações influenciam no tipo de produto gerado, o gás de síntese. Apesar de sua composição variar baseada nas características supracitadas, certos componentes obrigatoriamente serão encontrados no gás devido à natureza das reações químicas da gaseificação que são: CO, H_2, CO_2, H_2O, alguns hidrocarbonetos. Essa composição caracteriza o produto como gás combustível devido ao seu poder calorífico.

O processo de gaseificação pode ser dividido por quatro etapas: secagem da matéria-prima, pirólise, oxidação e redução (Figura 6).

- **Secagem –** processo endotérmico, onde a matéria-prima a ser gaseificada é composta de diferentes materiais e cada um possui teores de humidade distintos. São submetidas ao processo de secagem acima de 100°C para que esse teor seja diminuído e normalizado.
- **Pirólise –** processo endotérmico. Ocorre a decomposição da matéria-prima na ausência de oxidante a temperaturas entre 400°C a 900°C gerando craqueamento térmico da matéria-prima, produzindo gases como hidrogênio, dióxido e monóxido de carbono, água, metano e amônia. Também é chamada de degradação térmica ou desvolatização.
- **Oxidação –** processo exotérmico que ocorre em temperaturas elevadas e com presença de oxidantes em concentrações abaixo da estequiométrica teórica da combustão. Por isso, também é chamada de combustão parcial.

- **Redução** – processo endotérmico em que as reações químicas de alta temperatura (800°C a 1.100°C) ocorrem na ausência de oxigênio.

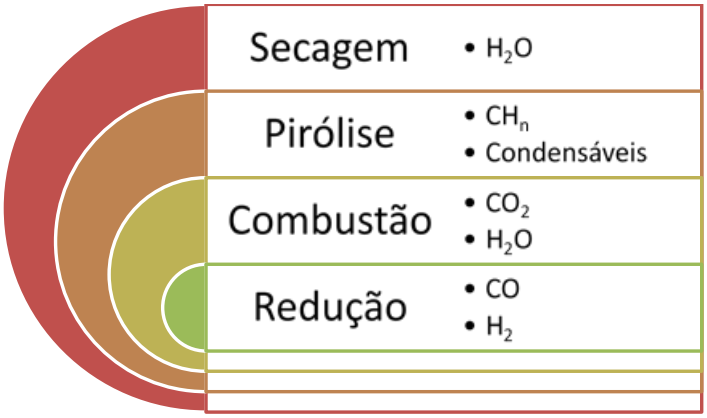


Figura 6. Gases produzidos nas etapas dos processos de gaseificação

A gaseificação ocorre dentro de um gaseificador, que é um reator configurado para favorecer a ocorrência das reações químicas do processo em seu interior onde seus produtos e resíduos podem ser coletados. Os gaseificadores podem ser divididos de acordo com o leito utilizado no processo. São eles:

5.1 Gaseificadores de Leito Fixo

Os reatores a leito fixo são divididos em dois principais tipos, o *updraft* e o *downdraft*. São caracterizados pelo modo de contato entre a matéria-prima e o agente de gaseificação, pela simplicidade de construção e operação, sinalizam uma grande vantagem deste tipo de tecnologia. No *downdraft*, a matéria-prima, o agente oxidante e o gás gerado se movimentam no mesmo sentido, por isso também é chamado de cocorrente. Devido a isso e ao fato de que o gás gerado deixa o gaseificador próximo às zonas mais quentes, este possui menores concentrações de alcatrão comparados ao *updraft*. Essa característica torna esse tipo de gaseificador melhor para uso em conjunto com motores de combustão interna. Suas principais vantagens são: baixa produção de alcatrão, alta conversão de carbono, pouca arraste de cinza e particulados e simples construção.

Em reatores *downdraft* com processos de gaseificação por plasma (PGM), é possível gaseificar compostos muito heterogêneos de baixo poder calorífico e com alto teor de umidade. Zhang *et al*., (2011), utilizam um modelo multifásico estável de Euler-Euler para prever o desempenho da gaseificação de RSU em reatores de plasma. O modelo considera os principais processos químicos e físicos, como secagem, pirólise, reações homogêneas, reações heterogêneas de carbono e fusão dos componentes inorgânicos dos RSU. O modelo é validado por um teste experimental em um reator piloto, onde nove casos são usados para investigar os efeitos da razão de equivalência ar - RSU (ϕ) e da potência do plasma com uma taxa de fluxo fixa de RSU. Verifica-se que o ϕ tem um efeito positivo na eficiência do gás frio da gaseificação a plasma. No entanto, o aumento do ϕ é restrito pelo pico de temperatura, e a influência da potência do plasma não está diretamente relacionada à qualidade do gás.

Outras aplicações para reatores *downdraft* (Figura 7), sem o uso do aquecimento a plasma, são estudadas por Wu & Williams, (2010), onde resíduos plásticos pós-consumo derivados de Resíduos Sólidos Urbanos, são gaseificados utilizando um processo catalítico a vapor de dois estágios para a produção de hidrogênio. Três parâmetros importantes do processo foram identificados: taxa de alimentação de plástico, temperatura de gaseificação e taxa de injeção de água. Métodos de oxidação programada por temperatura (TPO) e microscopia eletrônica de varredura (MEV) foram usados para analisar os catalisadores reagidos. Os resultados mostraram que houve pouca influência do catalisador (Ni-Mg-Al) para a taxa de alimentação plástica entre os limites de 0,5 e 2,0 (g/g) no balanço de massa e composição do gás de síntese. No entanto, o aumento da temperatura de gaseificação e a taxa de injeção de água resultaram em um aumento no rendimento total de gás e produção de hidrogênio. Já Tańczuk *et al*., (2019), utilizaram gaseificadores desta tecnologia para conversão de misturas de cama de frango com cavacos de madeira em gás combustível com 2,7 MJ/Nm^3, com capacidade de conversão de até 5 kg/h de resíduo em um reator de 150mm de diâmetro com 300mm de altura. Na mesma linha de investigação, Maneerung *et al*., (2018), acoplaram um reator *downdraft* a um motor de combustão interna, usando resíduos de sequoia vermelha como combustível. A partir da análise termodinâmica, as eficiências máximas de energia e exergia de todo o sistema integrado foram de 31,9% e 15,6%, respectivamente, considerando tanto a eletricidade quanto o calor gerado.

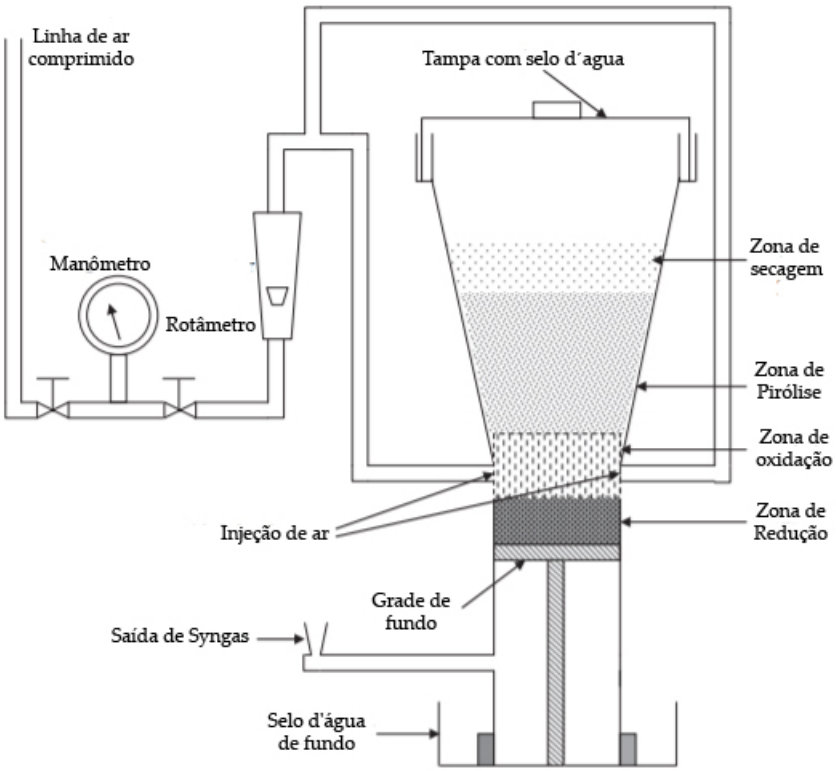


Figura 7. Reator de gaseificação usado para geração de *syngas* a partir de plásticos de baixa densidade e madeira de demolição. Fontes: adaptado de Cotton *et al*. (2014)

De forma a minimizar tempos de projeto e melhorar a eficiência dos projetos de gaseificação de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), Chen *et al*., (2013) simularam comparativamente dois tipos diferentes de reatores de leito fixo usando o *software Aspen Plus®*. Os reatores são do tipo de leito fixo e corrente ascendente *updraft*, divididos em quatro seções (secagem, pirólise, gaseificação e combustão). Enquanto um apresenta a configuração clássica deste tipo de reator, o outro tipo é diferente nas duas últimas seções, onde o gás de combustão da seção de combustão não é introduzido na seção de gaseificação. O efeito do gás de combustão da seção de combustão sobre a composição e menor valor de aquecimento (LG) de gás de síntese, eficiência de conversão de calor e conversão de carbono em diferentes temperaturas de gaseificação e razões de equivalência de ar são investigados. Os resultados indicam que a introdução do gás de combustão da seção de combustão na seção de gaseificação melhora a eficiência da conversão de calor e o LHV do gás de síntese. A conversão de carbono aumenta com o aumento da temperatura de gaseificação e razão de equivalência de ar em ambos os reatores. A concentração de cada componente no gás de síntese é diferente nos dois tipos de reatores com menor razão de equivalência de ar, mas nenhuma diferença pode ser encontrada na maior razão de equivalência de ar.

5.2 Gaseificador de Fluxo de Arraste

Neste tipo de tecnologia, a inserção do RSU e do agente oxidante são feitas de forma co-correntes. Funciona a pressões entre 25 bar e 30 bar e temperaturas entre 1.200°C e 1.500°C. O fato de as temperaturas serem bastante elevadas causa duas caraterísticas: o gás gerado tem pouquíssimas concentrações de alcatrão devido à conversão quase completa das partes de carbono, e também faz com que as cinzas saiam do reator em fase líquida, pois são temperaturas acima do ponto de fusão destas. Suas principais vantagens são: variedade dos tipos de matéria-prima a que atende, temperatura uniforme, alta conversão de carbono, baixa concentração de alcatrão e facilidade no controle dos processos. Suas principais desvantagens são: alto custo de construção e manutenção da planta, necessidade de grandes quantidades de agente oxidante.

Em uma aplicação desta tecnologia, Shoji *et al*., (2001), estudaram um processo de gaseificação de fluxo arrastado que converte eficientemente resíduos plásticos em energia a uma alta taxa de recuperação de energia. Resíduos de plásticos, depois de serem triturados e classificados em dois grupos: um com granulometria menor que 8 mm e outro menor que 14 mm. Estes resíduos foram alimentados em um gaseificador de fluxo arrastado com ar e oxigênio. No gaseificador, as substâncias orgânicas foram pirolisadas, parcialmente queimadas e depois convertidas em gás sintético (CO, H_2) à alta temperatura (acima de 1.600 K). As características de gaseificação esclarecidas foram que o valor de calor mais baixo (LHV) do produto gasoso foi superior a 4,2 MJ / Nm^3, e a eficiência do gás frio foi de aproximadamente 60%. Outras substâncias inertes nos resíduos, tais como cinzas e metais, foram fundidas em escória e condensadas em filtros de mangas. Os filtros de mangas e um purificador de água removeram impurezas como poeiras, metais pesados e haletos de hidrogênio dos gases do produto. Os hidrocarbonetos sólidos, que incluem carvão e fuligem, foram removidos em um ciclone quente e nos filtros de mangas.

5.3 Gaseificador de Leito Fluidizado

Sua principal característica é a inserção do agente oxidante no leito a velocidades apropriadas para manter a matéria-prima em estado de semissuspensão. Isso garante boa interação do leito aquecido com o gás de combustão e do material a ser tratado, fazendo com que a distribuição de temperatura na zona de gaseificação seja uniforme. Nesse tipo de reator (Figura 8), não é possível diferenciar as zonas de secagem, pirólise, oxidação e redução devido à ótima mistura gás-sólido. Essa mistura e a inércia térmica do leito fazem com que o processo nesse reator seja estável, com temperaturas e concentrações gás-sólido uniformes. Essa uniformidade faz com que a conversão de matéria-prima em gases atinja níveis de eficiência bem próximos às ideias, produzindo cerca de duas vezes mais que o reator de leito fixo. O conjunto dessas características faz com que os gaseificadores de leito fluidizados sejam os mais apropriados para grandes plantas de produção e são mais tolerantes aos diversos tipos de matérias-primas (Basu, 2006).

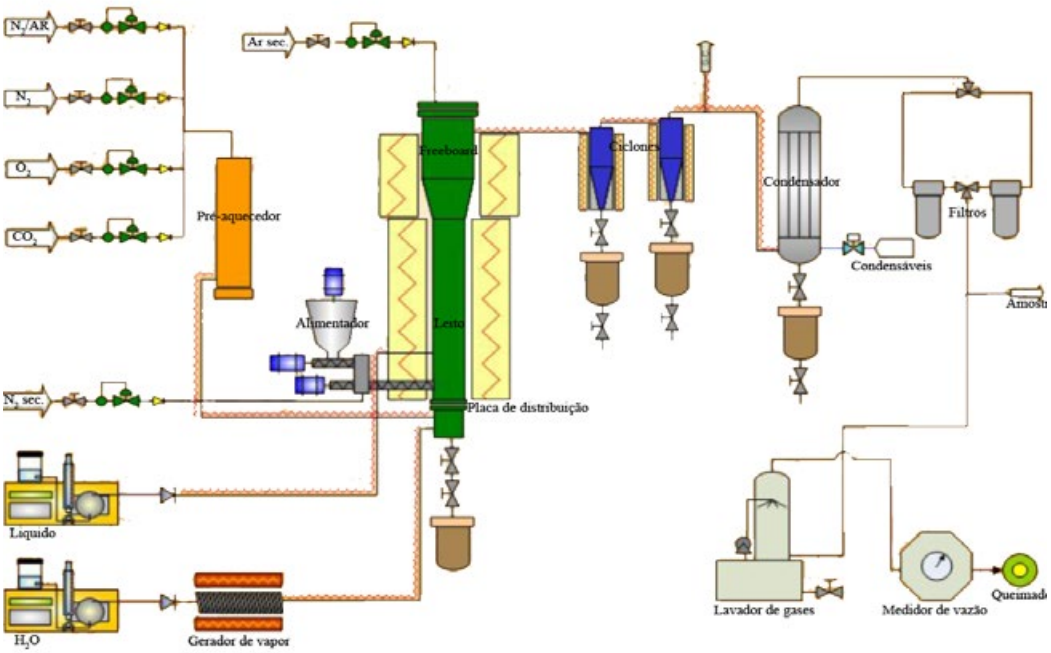


Figura 8. Gaseificador em leito fluidizado marca PID Eng&Tech

Com o objetivo de otimizar os sistemas de gaseificação a ar utilizando Resíduos Sólidos Urbanos, Tang *et al.*, (2016), os investigam experimentalmente em um reator de leito fluidizado. Os parâmetros do processo considerados incluem razão de equivalência (ϕ) e temperatura. Com base nos resultados experimentais, análises de energia e exergia são realizadas para avaliar a qualidade termodinâmica. Os resultados revelam que os conteúdos de energia e exergia do gás produzido aumentam primeiro com o aumento da temperatura e depois diminuem quando a temperatura excede os 650°C. Com relação ao ϕ, uma tendência similar é observada com um valor de pico em um ϕ de 0,4, onde as eficiências máximas são encontradas.

Entre as tecnologias mais aplicadas, os reatores de leito circulante e borbulhante são os de melhor eficiência de conversão. O primeiro é formado por um reator, um ciclone e um sistema de reciclo dos sólidos. Nele, os sólidos ocupam todo o gaseificador, o que possibilita um tempo de residência maior. Por operar em regime pneumático, a velocidade do agente oxidante é mais alta e ocorre arraste de sólidos para fora do reator. O ciclone tem o papel de capturar esses sólidos e inseri-los novamente na base do reator por meio do sistema de reciclo. A taxa desse reciclo e a velocidade da fluidização causam uma condição hidrodinâmica específica conhecida como leito fluidizado rápido. Suas principais vantagens são: menor produção de alcatrão, alta conversão de carbono, flexibilidade de carga e utilização em larga escala. As principais desvantagens são: requer níveis muito baixos de granulometria, tecnologia complexa, difícil controle do processo e alto custo.

No reator de leito fluidizado borbulhante, as temperaturas de operação estão entre 700°C e 900°C. A matéria-prima é inserida na zona densa do leito onde é fluidizado pelo gás de gaseificação que foi inserido na parte inferior do reator. Através de uma placa distribuidora, o gás-sólido é dispersado ao longo do leito a um fluxo constante ocasionando uma fluidização homogênea. As partículas fluidizadas suspensas facilitam os processos de transferência de energia, contribuindo para uniformidade da temperatura no interior do leito. O elevado grau de mistura desse processo faz com que as partículas fiquem bem distribuídas, fazendo com que as etapas da gaseificação (secagem, pirólise, oxidação e redução) ocorram em todo o leito sem formar áreas definidas para cada uma. O gás combustível formado deixa o reator pela parte de cima, onde é destinado para tratamento. O nome borbulhante se dá pela utilização de bolhas gasosas para agitar a mistura gás-sólido fluidizada. Essa dinâmica permite condições uniformes de troca de energia entre as partículas. Suas principais vantagens são: alto grau de mistura gás-sólido, alta conversão de carbono, alta carga térmica, facilidade no controle da temperatura, aceitação de diferentes matérias-primas, baixa concentração de alcatrão no gás produzido, e com o uso de catalizadores pode ser aplicado em larga escala. Suas desvantagens são: arraste de impurezas e cinzas, necessidade de operar em menores temperaturas que os demais tipos de leitos por conta de sua fluidização, restrições na granulometria da matéria-prima e das partículas, alto custo de investimento e manutenção da planta.

A ordem das reações depende das características do combustível e do modo do gaseificador operar. Basicamente reatores de leito fixo estratificam em zonas de reação (Figura 7). As reações ocorrem em processos heterogêneos (sólido – gás) e homogêneos (gás – gás), onde as principais são:

- combustão do carbono (zona de oxidação): $C + O_2 \rightarrow CO_2$;
- oxidação parcial (zona de combustão): $C + 1/2\ O_2 \rightarrow CO$;
- metanação (na zona de redução): $C + 2H_2 \rightarrow CH_4$;
- *shift reation*, água/gás (reação homogênea): $CO + H_2O \rightarrow CO_2 + H_2$;
- metanação do CO (reação homogênia): $CO + 3H_2 \rightarrow CH_4 + H_2O$;
- *shift reaction*, heterogenia na zona de redução: $C + H_2O \rightarrow CO + H_2$; e
- reação de Boudouard na zona de redução: $C + CO_2 \rightarrow 2CO$.

Para a simulação da gaseificação do resíduo sólido disponível no aterro da estrutural, serão usadas rotinas computacionais baseadas na lei da ação das massas, usando um modelo zero dimensional que explica e prediz comportamentos de reações em equilíbrio dinâmico. Este modelo pode ser descrito pela cinética química, onde as expressões para a constante de equilíbrio são estabelecidas e pelo aspecto cinético relacionado às reações elementares, onde as taxas de uma reação procedem somente de um estado de transição e é proporcional ao produto das concentrações das moléculas participantes.

O modelo implementado compreende a equação de conservação de energia, equações de conservação de massa das espécies atômicas e equações de minimização de energia livre de Gibbs. Assume-se que todos os produtos produzidos no gaseificador são gases de massa molar baixa, tais como CO_2, CO, H_2, H_2O, CH_4 e N_2. Neste caso específico, assume-se que não há produção de hidrocarbonetos condensáveis com poder calorífico significativo, uma vez que se trata de simulações de gaseificação de resíduos de baixo poder calorífico e que a maior parte do carbono é convertida no reator. As secções seguintes descrevem o modelo utilizado no presente trabalho.

6. MODELO PARA GASEIFICAÇÃO DE RESÍDUO SÓLIDO URBANO

Em posse da fórmula equivalente do resíduo representado por $C_{c1}H_{c2}O_{c3}N_{c4}$, onde os coeficientes são determinados através de análise elementar do material amostrado do aterro, através da Equação 2

$$c_i = \frac{y_i}{y_1}\frac{M_1}{M_i};\ i = 1,2,3\text{e}4, \tag{2}$$

os termos yi e Mi são respectivamente fração mássica e massa molar em base seca de cada espécie e c1 = 1. A massa molar da amostra é dada por

$$M_b = \sum_i c_i M_i, \tag{3}$$

e a fração molar de água presente no resíduo está relacionada com sua humidade relativa h, de acordo com a Equação 4

$$w = \frac{M_b h}{M_{H_2O}(1-h)}, \tag{4}$$

A entalpia de formação da amostra é calculada pela Equação 5, a partir do poder calorífico superior (PCS), obtido experimentalmente

$$\bar{h}_{f,b} = PCS_b M_b + \sum_{i=prod} \nu_i \bar{h}_{f,i}, \tag{5}$$

onde v_i são os coeficientes estequiométricos dos produtos na reação estequiométrica da biomassa e $h_{f,j}$ sua entalpia de formação.

6.1 Equilíbrio Químico e Termodinâmico

A reação global dentro do gaseificador pode ser escrita como:

$$CH_{c_2}H_{c_3} + a(O_2 + 3{,}76N_2) + wH_2O \rightarrow bCO_2 + cCO + dH_2O + eN_2 + fO_2 + lH_2 + kCH_4 \quad (6)$$

Assume-se que o equilíbrio químico é conseguido e que o conteúdo de condensáveis com PCS significativo pode ser desprezado. Também se presume que não há oxigênio nos produtos, já que a razão de equivalência é alta. A razão de equivalência ϕ é definida como mostrado na Equação 7, e estabelece uma proporção entre a quantidade de ar e combustível na reação em relação à quantidade estequiométrica necessária.

$$\phi = \frac{(F/A)_s}{F/A} = \frac{a_s}{a}, \quad (7)$$

onde F/A é a razão combustível - ar e o índice s indica a reação estequiométrica.

As equações de conservação de massa das espécies atômicas resultam no conjunto de equações 8 a 11:

$$1 = b + c + k \quad (8)$$

$$c_2 + 2w = 2d + 2l + 4k \quad (9)$$

$$c_3 + w + 2a = 2b + c + d \quad (10)$$

$$c_4 + 7{,}52a = 2e \quad (11)$$

Para que a solução seja possível, serão necessárias mais duas equações de equilíbrio: a reação de shift (Equação 12) que descreve o equilíbrio entre CO e H_2 na presença de água, e a oxidação do hidrogênio (Equação 13) onde o hidrogênio é oxidado formando água.

$$CO + H_2O \rightarrow CO_2 + H_2 \quad \Delta H = -38{,}0 \ kJ.mol^{-1} \quad (12)$$

$$2H_2 + O_2 \rightarrow 2H_2O \quad \Delta H = -286 \ kJ.mol^{-1} \quad (13)$$

A constante de equilíbrio é função da composição molar, assumindo que o gás produzido é um gás ideal e que a pressão no gaseificador é a pressão atmosférica.

$$K_1 = \frac{bl}{cd} \quad (14)$$

$$K_2 = \frac{d}{l\sqrt{f}} \quad (15)$$

Os valores das constantes são calculados pela minimização da função de energia livre de Gibbs, onde

$$g = h - (T.s), \quad (16)$$

e a função de Gibbs de formação fornecida pela equação

$$\bar{g}^0_{T,i} = \bar{g}^0_i(T) - \sum_{j\,elementos} \upsilon'_j \bar{g}^0_j(T). \quad (17)$$

Para o equilíbrio químico, a variação da função de Gibs

$$\Delta G^0_T = -R_u T \ln K_p, \quad (18)$$

enquanto a constante de equilíbrio dada por

$$K_p = \exp\left(\frac{-\Delta G^0_T}{R_u T}\right). \quad (19)$$

Assim K1 e K2 podem ser escritas como:

$$K_1 = \exp\left(-\frac{\bar{g}^0_{T,H_2} + \bar{g}^0_{T,CO_2} - \bar{g}^0_{T,CO} - \bar{g}^0_{T,H_2O}}{RT}\right) \text{ e} \quad (20)$$

$$K_2 = \exp\left(-\frac{2\bar{g}^0_{T,H_2O} - 2\bar{g}^0_{T,H_2} - \bar{g}^0_{T,O_2}}{RT}\right) \quad (21)$$

É utilizada a equação de conservação da energia em regime permanente, para determinar a temperatura do gás produzido T_p. Considerando que o trabalho produzido durante a gaseificação é zero e as perdas de calor são pequenas, temos

$$\sum_{reag} \nu_i \left(\bar{h}^0_{f,298} + \int_{298}^{T_R} \bar{c}_p\, dT\right)_i = \sum_{prod} \nu_i \left(\bar{h}^0_{f,298} + \int_{298}^{T_R} \bar{c}_p\, dT\right)_i, \quad (22)$$

onde são os coeficientes da reação global da gaseificação (Equação 18), $\bar{h}^0_{f,298}$ e c_p são a entalpia de formação a 298K, e o calor específico a pressão constante, respectivamente.

6.2 Solução Numérica

As equações 8, 9, 10, 11, 19, 20 e 21 definem um sistema com sete equações não lineares com que podem determinar os seis coeficientes da reação global.

Para fins de cálculo, considera-se, para o gás produzido, 1,7 %vol de metano (k=0,04998) e desprezível a quantidade de oxigênio ($f = 10^{-24}$), dada a baixa produção de metano nestas reações e baixas quantidades de oxigênio nos reagentes ($\phi < 0{,}44$). Nos reagentes é acrescentada uma pequena quantidade de água ($w = 0{,}1$), de forma a melhorar a produção de hidrogênio.

Como funcionalidade do *software*, são obtidos os valores do número de Gibbs, entalpia, entalpia de formação das substâncias elementares e da entropia, através da sub-rotina NASA. Os valores das massas molares e da constante dos gases também são obtidos diretamente de tabelas termodinâmicas. Isso permite a determinação da temperatura dos gases produzidos ou a temperatura necessária para a reação.

Assim, a variação do número de Gibbs para as duas reações é descrita pelas equações:

$$\Delta G_1^0 = 0{,}5.g_{O_2}^0 + g_{CO}^0 - g_{CO_2}^0; \quad (23)$$

$$\Delta G_2^0 = g_{H_2O}^0 - g_{H_2}^0 - 0{,}5.g_{O_2}^0; \quad (24)$$

$$\Delta G_1^0 = -R.T.\ln(K_1) \text{ e} \quad (25)$$

$$\Delta G_2^0 = -R.T.\ln(K_2). \quad (26)$$

As entalpias dos reagentes e dos produtos são dadas respectivamente pelas equações 23 e 24.

$$HR = h_{f(C_xH_yO_z)} + a.h_{f(O_2)} + 3{,}76.a.h_{f(N_2)} + w.h_{f(H_2O)} \quad (27)$$

$$HP = b.h_{(CO_2)} + c.h_{(CO)} + d.h_{(H_2O)} + e.h_{(N_2)} + f.h_{(O_2)} + l.h_{(H_2)} + k.h_{(CH_4)} \quad (28)$$

Como a entalpia dos produtos é igual à entalpia dos reagentes, consegue-se uma formulação de 52 equações para 52 variáveis tornando possível a solução. Ao fim, o programa retorna os valores das frações molares dos produtos, em que, após convertidas em frações mássicas (x_j), é possível calcular o PCS através da Equação 25

$$PCS = 120x_{H_2} + 10{,}1x_{CO} + 55{,}5x_{CH_4}\ [MJ.kg^{-1}] \quad (29)$$

$$PCS = 12{,}0\frac{x_{H_2}}{\rho_{H_2}} + 12{,}1\frac{x_{CO}}{\rho_{CO}} + 37{,}7\frac{x_{CH_4}}{\rho_{CH_4}}\ [MJ.Nm^{-3}] \quad (30)$$

6.3 Caracterização do *Syngas*

O gás de síntese é o produto do processo de gaseificação, ou da combustão incompleta. Pelo fato de a combustão ser incompleta, os gases gerados contêm caráter combustível que varia de acordo com a sua produção. Segundo Göransson *et al.* (2011), o gás de síntese ou *syngas* proveniente de um processo de gaseificação deve conter os seguintes compostos: H_2, CO, CO_2, CH_4, H_2O e alguns traços de hidrocarbonetos, gases inertes, como o nitrogênio, oriundos do agente de oxidação utilizado no gaseificador, e alguns contaminantes de acordo com a matéria-prima utilizada. A Tabela 2 corresponde às características do gás de síntese.

Tabela 2. Composição esperada do gás de síntese

Compostos	Vol.% bs
H_2	40
CO	25
CO_2	21
CH_4	10
C_2H_4	2.5
N_2	1.5
H_2/CO	1.6
LHV(MJ/Nm^3)	14

Fonte: Zhang (2010)

Pode-se induzir, até certo limite, o aumento ou a diminuição da concentração de determinado composto por meio da variação da tecnologia utilizada para obtenção do gás e também com o uso de aditivos ou catalizadores. Isso é feito de acordo com a necessidade do produtor do gás. Um exemplo seria se o objetivo fosse produzir gás de cozinha, o processo seria projetado para que a produção de metano (CH_4) fosse máxima, e no processo de limpeza seriam removidos todos os outros componentes. Outro exemplo seria quando se deseja extrair H_2 do gás para produção de células a combustível. Para cada finalidade, um ajuste deve ser feito no processo de gaseificação.

A pureza do gás de síntese produzido através do processo de gaseificação irá depender da tecnologia do reator e, principalmente, da temperatura de operação do processo. Gaseificadores que operam com temperaturas baixas (800°C-1.000°C) geram um gás de síntese composto por CO_2, CO, H_2, H_2O, CH_4, olefinas, benzeno, alcatrão e impurezas inorgânicas. Já em reatores de gaseificação em que a temperatura de operação é alta (1.200°C-1.400°C), o gás de síntese contém primordialmente CO, CO_2, H_2O e H_2.

Pelo fato de possuir alguns contaminantes, estes devem ser retirados ao máximo do gás de síntese. Sem um processo de limpeza do gás, os equipamentos em que será empregado sofrerão sérios danos como corrosão e mau funcionamento. Outro fator importante que exige essa limpeza são as emissões de poluentes ao meio ambiente. A Tabela 3 associa alguns contaminantes aos seus respectivos problemas gerados.

Tabela 3. Contaminantes presentes no *syngas*

Contaminante	Problema
Metais alcalinos	Corrosão metálica em altas temperaturas e disfluidizacão do leito.
Nitrogênio	Na combustão gera NOx e potenciais problemas de emissões.
Particulados	Erosão de metais e poluição ambiental.
Enxofre e Cloro	Emissões tóxicas e corrosão metálica. Interfere nos catalizadores.
Alcatrão	Entope filtros e válvulas. Provoca corrosão metálica.

Fonte: Göransson *et al.* (2011)

6.4 Caracterização de Combustíveis Sólidos

Os combustíveis sólidos são a forma de combustível mais antiga descoberta pelo homem. Junto com a descoberta do fogo, o homem primitivo assimilou a necessidade de abastecer a chama do fogo. Mesmo sem conhecimento, nossos ancestrais praticavam o conceito de combustível. Empiricamente, experimentavam diversos materiais que seu habitat proporcionava como a madeira, folhagens, gordura animal entre outros, a fim de manter o fogo aceso.

Com a evolução da humanidade, o conceito de combustíveis foi criado e aprofundado. Atualmente, os combustíveis não são apenas encontrados na natureza, são fabricados e manipulados de acordo com a necessidade. A noção da composição química ideal de um combustível faz possível criá-lo através da síntese de elementos desejáveis extraídos dos mais diversos tipos de materiais, porém nem sempre viável financeira e energeticamente.

Historicamente, os combustíveis sólidos mais utilizados são o coque de petróleo, carvão mineral e a madeira. Devido a suas fontes não serem renováveis e suas extrações gerarem grandes impactos na natureza, o uso dessas matérias-primas vem sendo desestimulado dando espaço para combustíveis renováveis, como casca de arroz, bagaço de azeitona, bagaço de cana-de-açúcar entre outros resíduos rurais. Também é possível produzir combustível sólido proveniente de vários materiais que compõem o lixo através do aproveitamento energético no tratamento de RSU, o Combustível Derivado de Resíduo (CDR).

Um combustível sólido, em geral, é composto por: carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), enxofre (S), nitrogênio (N), água (H_2O) e cinzas. A porcentagem de cada elemento presente influencia nas características de uso do combustível, viabilizando-o ou não.

- **Carbono e hidrogênio –** suas concentrações são diretamente proporcionais ao poder calorífico do combustível.
- **Oxigênio –** presença inversamente proporcional ao poder calorífico.
- **Enxofre –** apesar de incrementar no poder calorífico do combustível, seu uso causa corrosão nos equipamentos utilizados e contribui para o fenômeno de chuva-ácida. Por isso, tem-se o interesse de filtrar o enxofre e trabalhar com níveis mínimos de concentração.
- **Nitrogênio –** sua presença acarreta a formação de óxidos como N_2O e NO_2 que são nocivos à saúde do homem.
- **Água –** é encontrada na forma de umidade. Diminui o pode calorífico e, junto ao ácido sulfúrico formado pela presença de enxofre, agrava os problemas de corrosão.

Para ser utilizada como combustível sólido, a matéria-prima deve passar por uma preparação. Esse procedimento serve para modelar a matéria-prima direcionando a formação de produtos de acordo com aspectos transformados da matéria-prima. As características a seguir, que são modeladas na preparação, influenciam diretamente na reatividade do combustível, no tipo de processo a ser adotado e no tipo de produto a ser gerado. São elas:

- densidade, teor de humidade e dilatação por teor de humidade;
- porcentagens de C, O_2, H_2, N_2 e S;
- porcentagens de materiais voláteis, minerais combustíveis e cinzas;
- pemperatura de fusão e granulometria;
- coesão e dureza;
- fusibilidade das cinzas; e
- poder calorífico.

Como produto de processamentos termoquímicos dos combustíveis sólidos, têm-se as seguintes frações:

- **Material volátil –** fração gasosa dissociada da parte sólida durante o aquecimento do combustível. Formada por hidrocarbonetos, gás hidrogênio, monóxido de carbono e metano. Seu teor é diretamente proporcional ao poder calorífico do combustível. Maior fração energética devido aos hidrocarbonetos.
- **Carbono fixo –** fração sólida restante após a separação do material volátil. É composta basicamente por carbono.
- **Cinzas –** fração sólida restante após a queima completa do combustível. São minerais incombustíveis compostos basicamente por óxidos.
- **Umidade –** resultado da reação de queima do combustível e está relacionada ao poder calorífico inferior do combustível.
- **Enxofre total –** resíduo de enxofre gerado que deve ser filtrado e destinado ao tratamento adequado.

7. ESTUDO DE CASO

Tem-se o objetivo de caracterizar energeticamente o aterro da estrutural em Brasília-DF e indicar os processos térmicos que atenderiam à conversão energética. As estratégias utilizadas para a determinação do potencial energético do aterro consistem em coletar material em pontos distintos do terreno, de forma a ter uma representação de todo o terreno. Classificar as amostras de resíduo minerado, de modo a confrontar a composição do material degradado com o rejeito novo. Em seguida fazer análises imediatas e elementares, bem como medição do poder calorífico, de ordem a servir de subsídio para a escolha dos processos térmicos mais aderentes ao tipo de material encontrado.

7.1 Amostragem e Caracterização por Separação Gravimétrica

A caracterização energética do material minerado do aterro foi promovida segundo um plano de amostragem do terreno (Figura 9), onde a localização e profundidade da coleta são consideradas e analisadas. O aterro foi amostrado em sete pontos distintos, à cinco metros de profundidade, e cada amostra foi identificada como: PT02, PT03, PT04, PT05, PT06A, PT06B e PT07, conforme mostrado na figura abaixo.

Figura 9. Representação do plano de amostragem

O material coletado, após pesado, foi secado por cinco dias ao sol no pátio do laboratório de gaseificação da UnB campus Gama (FGA), em seguida pesado novamente para acompanhamento da perda de umidade. Na etapa seguinte, peneirado para separação da terra, pesado para registro da quantidade de materiais inertes contido e, finalmente, separado manualmente, com vistas a classificar em: inertes, papel e madeira, plásticos e resíduos orgânicos.

O material após classificado foi moído separadamente em moinho de facas em duas granulometrias diferentes: 60 *mesh* (0,250mm) para análise de poder calorífico superior (PCS) e para análise de composição elementar. E na granulometria de 40 *mesh* (0,420mm) para análise imediata. As amostras foram novamente recompostas segundo sua composição gravimétrica original e caracterizadas segundo os procedimentos descritos pelas normas: ISO 16559 – *Solid biofuels – terminology, definitions and descriptions*; EN 14778 – *Solid biofuels – sampling*; ISO 18134-3 – *Solid biofuels – determination of moisture content – part 3 moisture in general analysis sample*; EN 14780 – *Solid biofuels – sample preparation*; ISO 18122 – *Solid biofuels – determination of ash content* e ISO 18123 – *Solid biofuels – content of volatile matter*.

As medições do PCS se deram no laboratório de Propriedades Físicas e Análise de Carvão Vegetal da Engenharia Florestal da UnB. O poder calorífico superior foi determinado em bomba calorimétrica modelo C 2000 basic da IKA, tendo como base a Norma NBR 8633/84. Iniciando o ensaio, as amostras peneiradas em 60 *mesh* foram colocadas para secagem em estufa a 103±2°C até massa constante atingindo 0% de umidade, quando então foram utilizadas para a realização dos ensaios para determinação do PCSbs em bomba colorimétrica.

Com amostras classificadas em 40 *mesh*, realizou-se a análise imediata no laboratório de materiais da UnB campus Gama – percentual de umidade, percentual de materiais voláteis e percentual de carbono residual. Para a determinação da umidade, percentual em massa de materiais voláteis e cinzas, foram utilizadas as normas ISO 18134-3; ISO 18123 e ISO 18122, respectivamente. Para determinação do carbono residual, calculou-se a diferença.

Amostras classificadas na mesma granulometria de 40 *mesh* foram encaminhadas para análises elementares das amostras para determinação dos elementos constitutivos - CHN (carbono, hidrogênio e nitrogênio). Realizados na central analítica do Instituto de Química da UnB. Esses elementos foram determinados pelo equipamento Perkin Elmer Series 2400 II CHN Análise Elementar, em triplicata, e as concentrações de cada elemento foram calculadas pela média simples dos dois valores mais representativos.

7.2 Caracterização de Amostra Submetida a Carbonização

Para testar a pirólise do lixo minerado, e avaliar os dados deste processamento térmico, cerca de 5,7kg de resíduo sem tratamento prévio foi coletado em um determinado ponto representativo do aterro. Esta amostra foi submetida sem peneiramento ou separação ao processo de pirólise lenta (carbonização) com rampa de aquecimento de 8°C/min e patamar de 280°C por quatro horas e analisadas suas frações residuais.

Com a fração sólida, procedeu-se à análise imediata segundo os procedimentos descritos nas normas técnicas do subitem anterior. Igualmente foi submetida à análise elementar utilizando o mesmo procedimento e equipamentos das demais amostras. Para a medição do poder calorífico, foi utilizada a mesma metodologia descrita anteriormente.

A fração líquida foi submetida à separação em funil de decantação e medidos os volumes de água e material condensado.

A fração gasosa foi contabilizada pela diferença e verificada sua flamabilidade pela queima em um *flare*.

7.3 Resultados e Discussão

Para a especificação dos parâmetros de operação para gaseificação, pirólise ou incineração, a primeira providência é a caracterização do combustível. Nesta seção será caracterizada o RSU, de forma a calcular o potencial energético do aterro. Para tanto foram feitas comparações entre os valores medidos para o lixo minerado atual, obtidos dos relatórios SLU (2016) e AMORIM *et al*. (1979.

7.3.1 Gravimetria dos resíduos

A classificação gravimétrica utilizada pelo SLU (2016) considera os seguintes grupos de materiais: plásticos, papel, vidros, metal, matéria orgânica e outros (Tetra Pak®, isopor, tecido e roupas). Como o presente estudo busca a caracterização energética do resíduo amostrado, o material foi agrupado em: água (umidade presente no resíduo), plásticos (PET; PEAD; PVC; PEBD/PELBD; PP; PS; ABS/SAN; EVA; PA e PC), por papéis e madeiras (papel colorido; branco; misto; jornal e papelão; madeiras de demolição e móveis), materiais inertes (terra, vidros, metais, minerais, tijolos e outros) e resíduos orgânicos (restos orgânicos e podas). Ao final da separação e classificação gravimétrica, observou-se a distribuição apresentada na Figura 10.

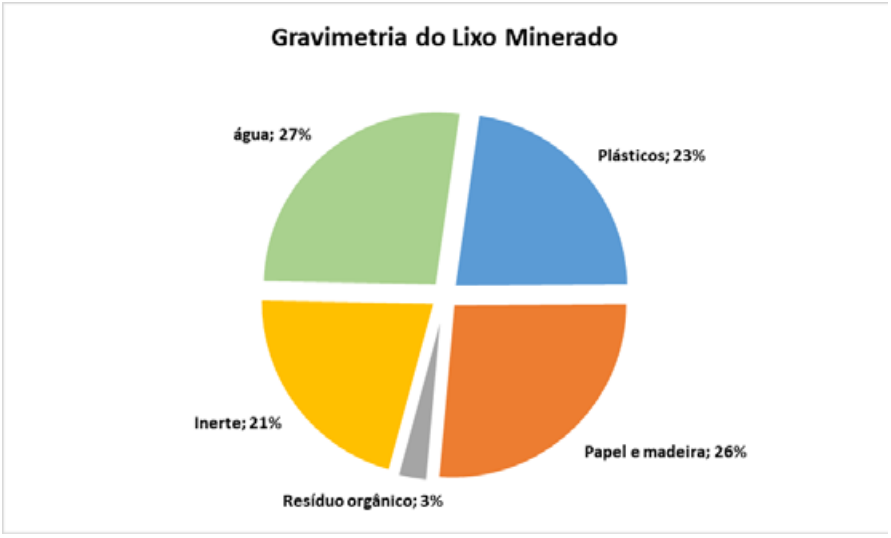


Figura 10. Gravimetria das amostras mineradas a 5m de profundidade

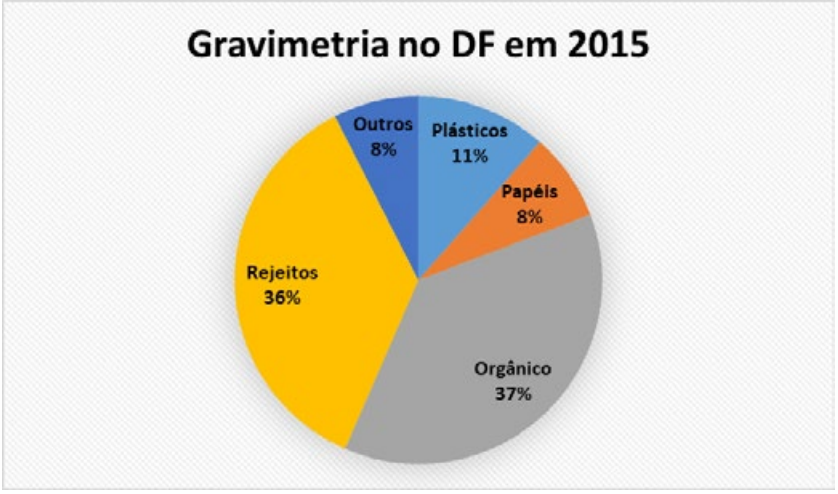


Figura 11. Gravimetria do lixo em coleta convencional no DF em 2015

Pela comparação entre os gráficos das figuras 10 e 11, é possível observar a redução do percentual de matéria orgânica entre o lixo novo e o minerado – já degradado pelo tempo em que ficou enterrado. O processo de aterramento sofrido pelo material também o torna um material de aproveitamento energético mais difícil, uma vez que é necessário separar a parte inerte para então submeter o resíduo a processos de conversão energética.

7.3.2 Análise do RSU carbonizado

Análises feitas com material minerado extraído do aterro comparado com o resíduo carbonizado foram realizadas e os resultados analisados, conforme apresentado na Tabela 4 a seguir.

Tabela 4. Análise de Materiais

Análise	Material Carbonizado	Material Minerado
Sólido	42,5%	–
Líquido	8%	–
Água	33%	22,7%
Gases	17%	–
Voláteis	11,59%	66,1%
Cinzas (Bu)	87,53%	8,1%
Carbono Fixo	0,88%	3,1%
Poder Calorífico Superior	Zero	4,8 MJ/kg

As análises do material carbonizado sólido evidenciam um alto teor de materiais inertes e consequentemente nenhum poder calorífico (Tabela 4). A fração gasosa é a única que apresenta algum potencial de conversão energética, apesar do baixo poder calorífico do gás produzido. A análise elementar realizada com o material carbonizado mostra que a amostra contém 7,38% de carbono, 0,68% de hidrogênio e 0,34% de nitrogênio (fórmula química equivalente $CH_{1,1}N_{0,04}$). Como esperado, a amostra continha grande quantidade de terra, o que gerou um poder calorífico abaixo do fundo de escala do equipamento de medição.

7.3.3 Análise de RSU peneirado e seco

Para eliminar os efeitos do aterramento, as amostras do plano de amostragem da Figura 9 foram previamente classificadas, conforme mostrado na Figura 10. Estas amostras não foram submetidas a nenhum tratamento térmico prévio, para evitar perda de materiais voláteis combustíveis. Como resultado, obtiveram-se os valores da Tabela 5.

Tabela 5. Gravimetria medida

Gravimetria (materiais energéticos)				Não energéticos		PCI(bs)
Amostra	Plástico	Papel + madeira	Resíduo orgânico	Inerte	Água	(MJ/Kg)
PT02cdr	15%	45%	0%	21%	19%	4,79
PT03	34%	8%	0%	27%	32%	6,19
PT04	45%	0%	5%	19%	31%	3,44
PT05	7%	47%	0%	26%	19%	5,03
PT06A	20%	25%	6%	13%	36%	4,79
PT06B	24%	0%	9%	32%	35%	4,29
PT07	14%	60%	0%	9%	17%	5,06
Média	23%	26%	3%	21%	27%	4,80

Com poder calorífico médio de 4,8 MJ/kg junto com os dados da análise imediata (Tabela 6), é possível caracterizar o resíduo minerado do aterro da estrutural. O poder calorífico baixo, se justifica na transformação de material orgânico, rico em carbono, em gases como o CH_4, CO_2 e em outros gases típicos dos processos de degradação bioquímica. A Tabela 6 detalha melhor as características do material, pela apresentação da análise imediata e seus constituintes básicos.

Tabela 6. Análise imediata

Análise Imediata				
Amostras	Umidade (%)	Cinzas (%)	Voláteis (%)	Carbono Fixo (%)
PT02CDR	15	5,23	76,10	3,67
PT03	34	6,36	58,41	1,23
PT04	45	13,84	39,23	1,93
PT05	7	4,51	83,19	5,30
PT06A	20	8,39	70,35	1,26
PT06B	24	13,44	59,26	3,30
PT07	14	4,93	76,03	5,05
MÉDIA	22,7	8,1	66,1	3,1

Assim, observa-se que o resíduo minerado é um material muito heterogêneo, com grande variação dos resultados entre as amostras. Os valores médios apresentam 22,7% de umidade, 8,1% de cinzas, 66,1% de voláteis, 3,1% de carbono fixo e poder calorífico superior base seca (PCS(bs)) de 4,8 MJ/kg. Considerando a umidade contida no material, o poder calorífico inferior base úmida PCI(bu)) do resíduo minerado é de 2,3 MJ/kg.

Dados históricos da coleta de lixo no DF, apresentados pelo SLU (1977), já apontavam um PCS(bs) de 14,13 MJ/kg com peso específico de 140,66 kg/m^3 e umidade de 47,87%. Como a gravimetria do lixo de 1977 não é muito diferente da atual (Figura 12), os mesmos parâmetros físicos podem ser considerados para cálculo. Considerando a umidade contida no material, o PCI(bu) do resíduo novo é de 5,6 MJ/kg.

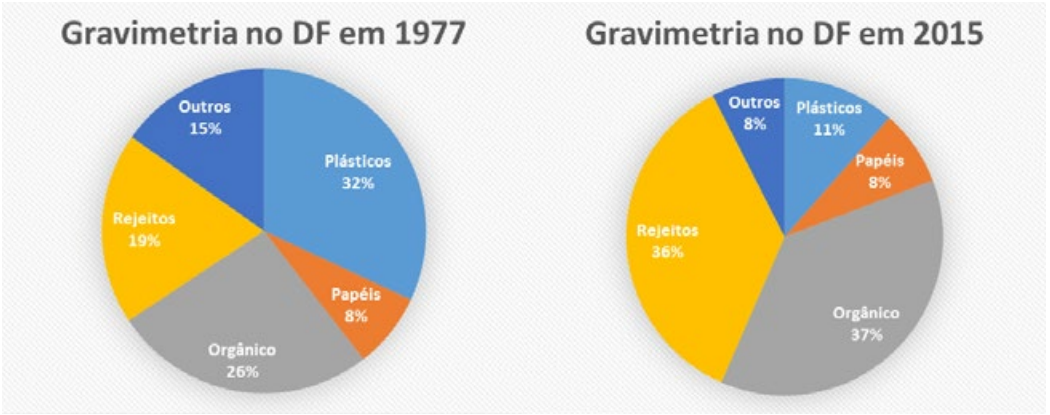


Figura 12. Comparativo entre a gravimetria em 1977 e 2015

A degradação do lixo ocasionou uma queda do poder calorífico inferior em 59%, caindo de 5,6 MJ/kg no lixo novo para 2,3 MJ/kg no degradado. Isso reforça a importância da coleta seletiva e da destinação correta dos resíduos nas usinas de lixo.

7.3.4 Cálculo do potencial energético do aterro

O histórico de rejeitos despejados no aterro da estrutural nos últimos 52 anos mostra que as maiores quantidades de rejeito foram despejadas nos anos de 2004 (864.527 t), 2006 (891.764 t) e 2015 (887.220 t). No total foram enterradas 19.724.915 toneladas de resíduos, em sua maior parte sem seleção prévia. Pelo observado, com o total de resíduos atualmente enterrados no aterro da estrutural, pode-se converter até 11.341 GWh em energia térmica ou 2.520 GWh de eletricidade, valor próximo ao total consumido pelas residências do DF em 2017 (EPE, 2018; p.100).

8. CONCLUSÕES

Com vistas ao aproveitamento energético dos Resíduos Sólidos Urbanos, apresentou-se uma revisão das principais tecnologias de conversão termoquímica. Tipos de equipamentos foram descritos, bem como seus princípios de funcionamento. Modelos matemáticos usados na conversão energética por pirólise e gaseificação foram descritos, e suas equações governantes deduzidas. Para a previsão da capacidade de conversão, sugere-se o emprego de recursos computacionais para resolver os modelos sugeridos, o que contribuirá para a seleção do tipo de equipamento e tecnologia a ser empregada. Observa-se ainda a necessidade de considerar as características de cada cenário, sendo a simulação válida somente para o caso estudado.

Com o objetivo de aproveitamento energético dos resíduos depositados no aterro da estrutural, buscavam-se no presente estudo formas de medir o seu potencial de conversão. Dados levantados para o aterro ao longo dos últimos 52 anos foram estudados; e amostras de resíduo minerado em profundidade, recolhidas e analisadas. Como resultado, mediu-se um poder calorífico inferior base úmida (PCI_{bu}) de 2,3 MJ/kg, para uma umidade de 22,7%. Com este valor, é possível a conversão de até 11.341 GWh em calor ou 2.520 GWh em eletricidade.

Para alcançar estes resultados, seriam necessários investimentos em novas tecnologias de separação dos resíduos energeticamente aproveitáveis dos materiais inertes presentes na mistura – que nas amostras mediram 21% do total. Outro desafio é secagem dos resíduos, uma vez que teores altos de umidade foram encontrados junto às amostras, variando de 17% a 36%(mm).

Destaca-se a grande diferença de poder calorífico encontrado em resíduos novos – 5,6 MJ/kg contra 2,3 MJ/kg do minerado. Isso sugere que uma mistura de resíduo novo com o minerado pode ser economicamente viável para uso em coprocessamento de cimento, por exemplo. Neste caso, a promoção da remediação ambiental do terreno ocorrerá pela retirada gradual de resíduos do sítio da estrutural e aproveitamento na produção industrial. Outra proposta de trabalho futuro é a pirólise do material coletado sem tratamento prévio a temperaturas superiores a 300°C, utilizando os gases combustíveis provenientes do processo como uma fonte adicional de combustível para o processo. Ao final ter-se-ia somente um mineral sólido com características semelhantes à da terra comum, livre de contaminantes. Promovendo, assim, a remediação ambiental daquele sítio.

REFERÊNCIAS

[1] ALI, G.; NITIVATTANANON, V.; ABBAS, S.; SABIR, M. (2012). *Green waste to biogas: Renewable energy possibilities for Thailand's green markets*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier, 16(7), p. 5423-5429.

[2] BAJIĆ, B. Ž.; DODIĆ, S. N.; VUČUROVIĆ, D. G.; DODIĆ, J. M.; GRAHOVAC, J. A. (2015). *Waste-to-energy status in Serbia*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier, 50, p. 1437-1444.

[3] BARAN, B.; MAMIS, M. S.; ALAGOZ, B. B. (2016). *Utilization of energy from waste potential in Turkey as distributed secondary renewable energy source*, *Renewable energy*. Elsevier, 90, p. 493-500.

[4] BASU, P. (2006). *Combustion and gasification in fluidized beds*. CRC press.

[5] BASU, P. (2010). *Chapter 3 - Pyrolysis and Torrefaction*, in Basu, P. (ed.) *Biomass Gasification and Pyrolysis*. Boston: Academic Press, p. 65-96. Available at: doi: http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-374988-8.00003-9.

[6] BRIDGWATER, A. V.; BRIDGE, S. A. (1991). *A Review of Biomass Pyrolysis and Pyrolysis Technologies*, *Biomass Pyrolysis Liquids. Upgrading and Utilisation*, p. 11-92.

[7] BRUM, S. S.; BIANCHI, M. L.; DA SILVA, V. L.; GONÇALVES, M.; GUERREIRO, M. C.; DE OLIVEIRA, L. C. A. (2008). *Preparation and characterization of activated carbon produced from coffee waste*, *Quimica Nova*, 31(5), p. 1052.

[8] CAO, N.; DARMSTADT, H.; SOUTRIC, F.; ROY, C. (2002). *Thermogravimetric study on the steam activation of charcoals obtained by vacuum and atmospheric pyrolysis of softwood bark residues*, *Carbon*. doi: 10.1016/S0008-6223(01)00135-X.

[9] CHEN, C.; JIN, Y.-Q.; YAN, J.-H.; CHI, Y. (2013). *Simulation of municipal solid waste gasification in two different types of fixed bed reactors*, *Fuel*, 103, p. 58-63. Available at: doi: https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.06.075.

[10] COELHO, S. T.; VELAZQUEZ, S. M. S. G.; MARTINS, O. S. (2006). *Sewage biogas convertion into eletricity*, *Proceedings of the 6. Encontro de Energia no Meio Rural*. SciELO Brasil.

[11] CONESA, J. A.; FONT, R.; FULLANA, A.; MARTÍN-GULLÓN, I.; ARACIL, I.; GÁLVEZ, A.; MOLTÓ, J.; GÓMEZ-RICO, M. F. (2009). *Comparison between emissions from the pyrolysis and combustion of different wastes*, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. Elsevier, 84(1), p. 95-102.

[12] CONESA, J. A.; FULLANA, A.; FONT, R. (2005). *Dioxin production during the thermal treatment of meat and bone meal residues*, *Chemosphere*, 59(1), p. 85-90. Available at: doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.089.

[13] COTTON, A.; FINNEY, K. N.; PATCHIGOLLA, K.; EATWELL-HALL, R. E. A.; OAKEY, J. E.; SWITHENBANK, J.; SHARIFI, V. (2014). *Quantification of trace element emissions from low-carbon emission energy sources: (I) Ca-looping cycle for post-combustion CO2 capture and (II) fixed bed, air blown down-draft gasifier*, *Chemical Engineering Science*, 107, p. 13-29. Available at: doi: https://doi.org/10.1016/j.ces.2013.11.035.

[14] GÖRANSSON, K.; SÖDERLIND, U.; HE, J.; ZHANG, W. (2011). *Review of syngas production via biomass DFBGs*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier, 15(1), p. 482-492.

[15] HERNÁNDEZ, J. J.; ARANDA-ALMANSA, G.; SERRANO, C. (2010). *Co-Gasification of Biomass Wastes and Coal−Coke Blends in an Entrained Flow Gasifier: An Experimental Study*, *Energy & Fuels*. American Chemical Society, 24(4), p. 2.479-2.488. doi: 10.1021/ef901585f.

[16] ISMADJI, S.; SUDARYANTO, Y.; HARTONO, S. B.; SETIAWAN, L. E. K.; AYUCITRA, A. (2005). *Activated carbon from char obtained from vacuum pyrolysis of teak sawdust: Pore structure development and characterization*, *Bioresource Technology*, 96(12), p. 1.364-1.369. doi: 10.1016/j.biortech.2004.11.007.

[17] KALYANI, K. A.; PANDEY, K. K. (2014). *Waste to energy status in India: A short review*, *Renewable and sustainable energy reviews*. Elsevier, 31, p. 113-120.

[18] LISBOA, F. C. DE; VERAS, C. A. G.; BRASIL, A. C. DE M. (2016). *Pirólise e Gaseificação de Biomassas Amazônicas para Geração de Eletricidade em Sistemas Isolados*, Programa de Pós-Graduação em Ciências Mecânicas. Universidade de Brasília - UnB, Brasília, DF.

[19] LUO, S.; XIAO, B.; HU, Z.; LIU, S. (2010). *Effect of particle size on pyrolysis of single-component municipal solid waste in fixed bed reactor*, *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(1), p. 93–97. Available at: doi: https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.10.048.

[20] LUO, S.; ZHOU, Y.; YI, C. (2012). *Syngas production by catalytic steam gasification of municipal solid waste in fixed-bed reactor*, *Energy*, 44(1), p. 391-395. Available at: doi: https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.06.016.

[21] MACHADO, C. F. (2015). *Incineração: Uma Análise do Tratamento Térmico dos Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru/SP*, *Projeto de Graduação Apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica, UFRJ, para Obtenção do Título de Engenheiro*.

[22] MANEERUNG, T.; LI, X.; LI, C.; DAI, Y.; WANG, C.-H. (2018). *Integrated downdraft gasification with power generation system and gasification bottom ash reutilization for clean waste-to-energy and resource recovery system*, *Journal of Cleaner Production*, 188, p. 69-79. Available at: doi: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.287.

[23] MORGADO, T. C.; FERREIRA, O. M. (2006). *Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos, Aproveitamento na Cogeração de Energia. Estudo para a Região Metropolitana de Goiânia*, Revista da Engenharia Ambiental da Universidade Católica de Goiás, Goiânia, GO, 2(1–18).

[24] QUAAK, P.; KNOEF, H.; STASSEN, H. (1999). *Energy from biomass: a review of combustion and gasification technologies*. The World Bank.

[25] SHETH, P. N.; BABU, B. V. (2010). *Production of hydrogen energy through biomass (waste wood) gasification*, *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(19), p. 10.803-10.810. Available at: doi: https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.03.009.

[26] SHOJI, T.; SHINDOH, K.; OZAKI, H.; SODEYAMA, A. (2001). *Waste plastics recycling by an entrained-flow gasifier*, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 3(2), p. 75-81. doi: 10.1007/s10163-000-0041-8.

[27] STEHLÍK, P. (2009). *Contribution to advances in waste-to-energy technologies*, *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, 17(10), p. 919–931.

[28] TAŃCZUK, M.; JUNGA, R.; WERLE, S.; CHABIŃSKI, M.; ZIÓŁKOWSKI, Ł. (2019). *Experimental analysis of the fixed bed gasification process of the mixtures of the chicken manure with biomass*, *Renewable Energy*, 136, p. 1055-1063. Available at: doi: https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.05.074.

[29] TANG, Y.; DONG, J.; CHI, Y.; ZHOU, Z.; NI, M. (2016). *Energy and Exergy Analyses of Fluidized-Bed Municipal Solid Waste Air Gasification*, *Energy & Fuels*. American Chemical Society, 30(9), p. 7.629–7.637. doi: 10.1021/acs.energyfuels.6b01418.

[30] WU, C.; WILLIAMS, P. T. (2010). *Pyrolysis–gasification of post-consumer municipal solid plastic waste for hydrogen production*, *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(3), p. 949–957. Available at: doi: https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.11.045.

[31] YAY, A. S. E. (2015). *Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya*, *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, 94, p. 284-293.

[32] ZHANG, Q.; DOR, L.; YANG, W.; BLASIAK, W. (2011). *Eulerian Model for Municipal Solid Waste Gasification in a Fixed-Bed Plasma Gasification Melting Reactor*, *Energy & Fuels*. American Chemical Society, 25(9), p. 4.129-4.137. doi: 10.1021/ef200383j.

[33] ZHANG, W. (2010). *Automotive fuels from biomass via gasification*, *Fuel processing technology*. Elsevier, 91(8), p. 866-876.

[34] ZHAO, X.; JIANG, G.; LI, A.; WANG, L. (2016). *Economic analysis of waste-to-energy industry in China*, *Waste management*. Elsevier, 48, p. 604-618.

CAPÍTULO 7

Análise Bibliométrica do Fluxo de Metano a partir de Áreas de Disposição de Resíduos Sólidos

Ana Rafaela Sobrinho de Miranda
Marcela Cardoso Rodrigues

RESUMO

Emissões atmosféricas de metano (CH_4), a partir de áreas de disposição de resíduos sólidos (*Solid Waste Disposal Sites* – SWDS), têm sido tema de interesse sob a atual perspectiva global de impactos ambientais. Este artigo avalia a inserção deste tema na literatura e sua evolução científica, por meio de uma revisão sistemática em escala temporal. Uma coleção de 635 artigos científicos publicados entre 1985 e 2019, obtidos pela base de dados *Scopus*, permitiu a construção dos indicadores bibliométricos com o *software* SciMAT. Os principais indicadores apontaram que, entre 1985 e 2004, a abordagem do fluxo de metano se deu inserida em um contexto macro de caracterização das áreas de disposição de resíduos (lixões, aterros controlados e aterros sanitários). A década de 2005-2015 foi marcada pela discussão sobre alternativas de tratamento e disposição final de resíduos sólidos, onde o fluxo de metano começa a ser abordado dentro do cenário de redução de emissões de biogás. De 2016 a 2019, um escopo ambiental predomina a discussão sobre o fluxo de metano, apontando novas tecnologias e novos métodos de quantificação das emissões, dentro de um contexto de mitigação de impactos ambientais. Com tais apontamentos, este estudo fornece uma visão geral da evolução científica do fluxo de metano, almejando promover contribuições para o mapeamento de novas rotas tecnológicas e novas tendências a respeito do tema.

1. INTRODUÇÃO

Áreas de disposição de resíduos sólidos são responsáveis por cerca de 11% das estimativas de emissões globais de metano (CH_4), representando a terceira maior fonte antropogênica de CH_4 no mundo, segundo dados do *Summary Report: Global Anthropogenic Non-CO_2 Greenhouse Gas Emissions: 1990-2030* (EPA, 2012). A quantificação das emissões atmosféricas de gases que são potenciais para o efeito estufa, como o CO_2 e o CH_4, enfrenta certa complexidade advinda da heterogeneidade dos resíduos e das irregularidades topográficas características dos SWDS. Os métodos de medição são encontrados na literatura, seguem as orientações de agências ambientais, como o documento *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions* da *Environment Agency* (2010), e relatam técnicas que superam algumas destas dificuldades. Em uma escala temporal, são listados na Tabela 1 quatro importantes métodos implementados na quantificação de emissões de CH_4, com características descritas por Mønster, Kjeldsen & Scheutz (2019).

Tabela 1. Relação de quatro principais técnicas de quantificação de emissões de CH_4. Adaptada de Mønster, Kjeldsen & Scheutz (2019)

Referência e Ano de aplicação	Método	Vantagens	Limitações	Status
Rolston, 1986. Kjeldsen &Fisher, 1995. Tregoures *et al.*, 1999. Conen & Smith, 2000. Christophersen & Kjeldsen, 2001. Gebert & Gröngröft, 2006. Scheutz *et al.*, 2011a; 2008.	Placa de fluxo estática.	De simples implementação, este método pode medir tanto emissão quanto captação de CH_4. Se combinado com perfis verticais de concentração de gás, é possível estimar o CH_4 oxidado no solo. A depender da instrumentação, pode trabalhar em um baixo range de detecção.	Perturbações e irregularidades na superfície de cobertura podem influenciar as emissões. Pode haver subestimação do fluxo, uma vez que *hotspots* de emissão não serão incluídos nas medições. Maior tempo de trabalho e não é apropriado para medir fluxos convectivos.	Historicamente, este é o método mais aplicado em nível mundial para a quantificação de emissões de CH_4 em aterros.
Rolston, 1986. Huber-Humer & Lechner, 2001a; 2001b. Hutchinson & Livingston, 2001.	Placa de fluxo dinâmica.	Mesmas vantagens da placa de fluxo estática.	Mesmas desvantagens da placa de fluxo estática se diferenciando pelo fato de que a diluição dos gases torna esta técnica incapaz de quantificar baixos fluxos de CH_4.	Menos difundido que o método da placa de fluxo estática, porém mais utilizado que outros métodos. Mede o fluxo com base na diferença de entrada e saída de gás na placa.
Glinski & Stepniewski, 1985. ElFadel *et al.*, 1995. Christophersen *et al.*,2001. Röwer *et al.* 2011. Gebert *et al.*, 2011.	Perfis verticais de concentração de gás.	Neste método, o perfil de concentração dos gases que fluem pela superfície de cobertura do aterro é usado para que se calcule o fluxo. As alterações climáticas podem ser consideradas, uma vez que este método implementa cálculo de fluxo difuso e convectivo.	Difícil implementação se as emissões estão associadas à alta variabilidade espacial.	A principal limitação, que impossibilita o uso em larga escala deste método, é que não se aplica em qualquer aterro e não é implementável para fazer a total varredura do local.
Fowler & Duyzer, 1989. Arya, 1988. Fowler *et al.*, 1995, Hovde, 1995. Laurila *et al.*, 2005. Schroth *et al.*, 2012. Xu *et al.*, 2014.	*Eddy Covariance*.	Muito útil em estudos a curto e longo prazo e sujeito a mudanças de condições atmosféricas.	De difícil implementação em topografias não uniformes, requer instrumentação de alta precisão.	Por considerar o comportamento turbulento dos gases, medindo a transferência turbulenta entre a superfície e a atmosfera, não tem tido ampla utilização na quantificação do CH_4, mas, sim, em fluxos de escalas de ecossistemas.

Dispersão do gás marcador (*Tracer Gas Dispersion Method*) e Absorção Diferencial LiDAR (*Dif- ferential Absorption LiDAR – DIAL*) são dois exemplos de técnicas de medições a favor do vento em áreas de disposição de resíduos sólidos, que, embora trabalhem em larga escala, cobrindo toda a cobertura do aterro, são de difícil aplicação em escalas de tempo mais longas. Por outro lado, o método da placa ou câmara de fluxo (do inglês *Flux Box or Flux Chamber Method*) é um dos métodos mais usuais, que mede concentrações de gases na superfície e calcula o fluxo de emissão, com base na taxa de concentração por períodos mais longos. No entanto, é um método simplificado que confronta a heterogeneidade típica de aterros, o que dificulta sua aplicação em larga escala (Mønster, Kjeldsen & Scheutz, 2019). Apesar da limitação supracitada, o método da placa de fluxo, segundo Mønster, Kjeldsen & Scheutz (2019), é o mais usual na estimativa das emissões de CH_4 levando em consideração aterros de resíduos sólidos, a partir do qual se conhece o volume e a área de acúmulo do gás, tornando possível a quantificação das emissões pelo cálculo do fluxo de gás (Rodriguez, 2016).

Com base no esquemático da Figura 1, a avaliação da concentração do metano pode ser feita tanto pelo modelo dinâmico (placa de fluxo aberta) quanto pelo estático (placa de fluxo fechada). No primeiro caso, um fluxo contínuo de ar é injetado de forma a diluir os gases no interior da placa que, posteriormente, são dispersados na atmosfera. No modelo estático, não ocorre a diluição dos gases, e um ciclo fechado de entrada e saída de gás garante o balanço de massa do sistema.

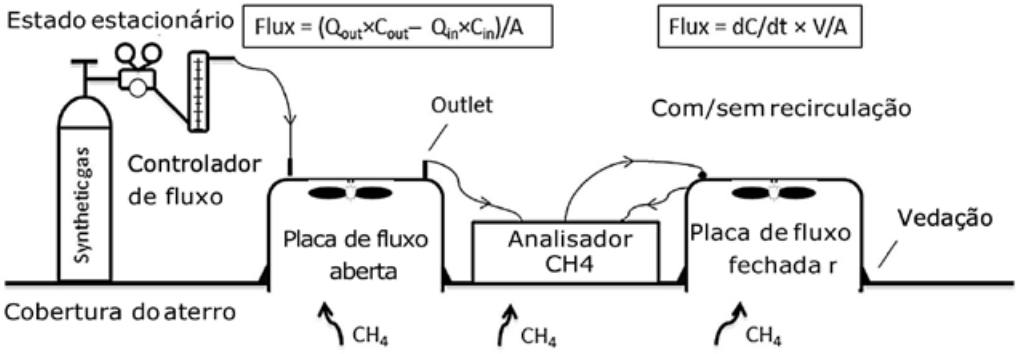


Figura 1. Esquemático do método da placa de fluxo em modelos dinâmico e estático. Adaptado de Mønster, Kjeldsen & Scheutz (2019)

O fluxo superficial de metano que flui através da cobertura do aterro é calculado pela taxa de concentração de gás na placa, relacionada ao seu volume e sua área, assim como segue equacionado abaixo:

$$Fluxo_{\mathrm{CH4}} = \frac{V\ x\ \rho \mathrm{CH_4}}{A}\ x\ \frac{dC}{dt}$$

Onde V é o volume da placa de fluxo (m3); ρCH_4 é a massa específica do gás à determinada temperatura (kg/m^3); A é a área da placa de fluxo (m^2); dC/dt é a variação da concentração ao longo do tempo (%vol/s). Logo, o Fluxo é expresso em kg/m^{2}s.

Levando-se em consideração que a evolução científica de cada uma dessas abordagens metodológicas se deu por um fluxo temporal de acontecimentos, o foco deste estudo é avaliar como isso aconteceu ao longo dos anos. Uma análise sistemática da literatura é feita na escala temporal de 1985 a 2019, no intuito de apontar o caminho para o qual o tema está se direcionando, assim como as lacunas que ainda não foram preenchidas. Um conjunto de parâmetros e indicadores de performance foi utilizado, incluindo número de citações, ano de publicação e principais autores. Eles permitem analisar o direcionamento das produções científicas sobre determinado tema e mensurar o impacto das publicações (Cobo, 2010).

2. *SOFTWARE* SCIMAT

O SciMAT é um *software* de mapeamento científico de código aberto, que incorpora métodos, algoritmos e medidas para mapeamento científico, através de um *framework* longitudinal. Além disso, permite ao usuário executar estudos baseados em várias redes bibliométricas e oferece, no modo de visualização, três representações simultâneas que otimizam a apresentação dos resultados (Cobo, 2012).

Uma base de conhecimentos é gerada a partir de documentos científicos, em que as relações das informações de cada documento (autores, resumos, palavras-chave, periódicos etc.) são armazenadas.

A partir dessa base de conhecimento, é possível realizar o tratamento de dados, fazendo a edição e o pré-processamento, para se gerarem mapeamentos científicos com resultados melhores (Cobo, 2012).

Segundo Cobo (2012), este *software* possui as seguintes vantagens, quando comparado a outras ferramentas de mapeamento: capacidade de escolher os métodos, algoritmos e medidas usadas para desempenhar a análise através da configuração de parâmetros e opções do *software;* uso de medidas de impacto para quantificar os resultados; habilidade para desempenhar todos os passos do fluxo do mapeamento; integração do processo todo em um *framework* longitudinal; e base metodológica.

A configuração e normalização da rede do SciMAT é necessária para o direcionamento da análise entre longitudinal ou temporal da evolução dos temas, entre palavras-chave ou autores, entre os mapas de sobreposição ou de evolução, além da visão de períodos com os diagramas estratégicos e das redes de *clusters*. O mapa de sobreposição é gerado por meio de um algoritmo que calcula o *inclusion index*, ou índice de inclusão, que mostra a evolução do tema através de diferentes períodos. Esse índice é calculado por meio da soma das palavras que pertencem ao período 1 e ao período 2, dividido pelo total das palavras do período com a menor ocorrência de palavras.

O SciMAT permite formar redes de *clusters* ou redes temáticas, em que cada uma é identificada pela palavra-chave mais significativa. É possível, ainda, definir o número mínimo e máximo de temas ou palavras-chave que representará a rede. O tamanho de cada rede depende do número de parâmetros de qualidade levados em conta na análise, como o índice h, e o resultado quantitativo que retornará, como o número de documentos, o número de citações etc. O parâmetro mais utilizado para medir a relevância de autores é o índice h, que é baseado no maior número de artigos que tiveram citações. É uma relação de 1:1 entre publicar artigos e ser citado.

Quatro redes tradicionais de visualizações a partir do SciMAT são geradas, sendo elas: mapa de sobreposição, mapa de evolução, diagrama estratégico e redes temáticas. Na Figura 2, mostra-se um exemplo de mapa de sobreposição, tratando-se de uma visualização que aponta a quantidade de palavras-chave que entraram ou saíram do período analisado. As setas com respectivos números indicam a migração das mesmas palavras-chave de um período para outro. O número entre parêntesis representa o índice de inclusão representativo de cada termo. O mapa de evolução, representado na Figura 3, relaciona os termos científicos (*clusters*) e os elenca em uma evolução temática, associando-os com a força de relação existente entre eles. O indicador de performance é dado pelo tamanho de cada esfera em todos os mapas, nesta análise o índice h, soma de citações e número de documentos (Cobo, 2012).

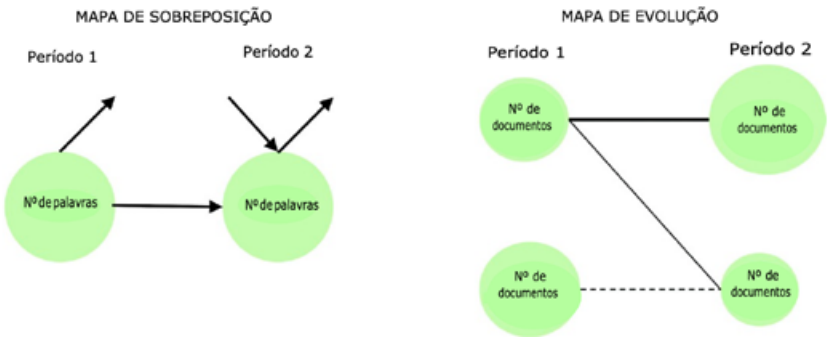


Figura 2. Exemplo de mapa de sobreposicão e mapa de evolução. Fonte: Adaptado de Diaz-Lopez (2019)

Os temas obtidos das ligações de nós e *clusters* formam diagramas estratégicos (Cobo, 2011), que possuem quatro quadrantes compostos de densidade, que mede a forma interna da ligação; o segundo, a centralidade, que determina o grau de interação com outras ligações. Um exemplo de diagrama estratégico e de redes temáticas segue na Figura 3. Outra visualização, a de redes temáticas, associa a representatividade dos temas científicos (*clusters*) em seus respectivos períodos de citação, com os outros temas abordados, por meio de ligações internas, como mostra a Figura 3.

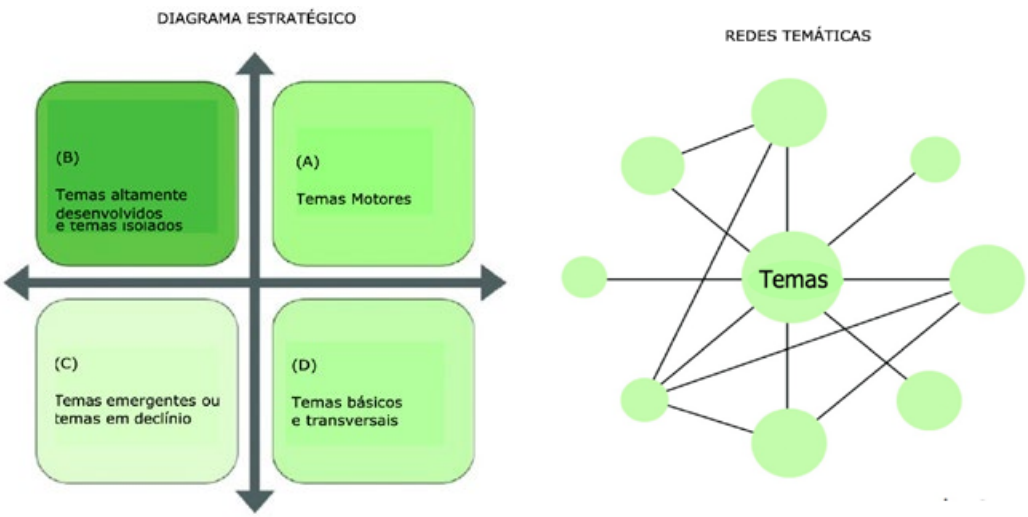


Figura 3. Exemplos de diagrama estratégico e rede temática. Fonte: Adaptado de Diaz-Lopez (2019)

2.1 Base de Dados *Scopus*

Segundo Fahiminia (2012), a utilização da base de dados *Scopus* é mais abrangente que a base de dados *Web of Science*, principalmente por possuir ferramenta de alertas de novos artigos relacionados à busca ou a autores favoritos. O estudo de Martin-Martin (2018) aponta que um número significativo de documentos em Engenharia e Ciência da Computação e Negócios, Economia e Gestão são invisíveis para a *Web of Science*. A composição da base *Scopus* conta com resumos, citações, periódicos científicos, livros e anais de congresso, pesquisas desenvolvidas no mundo, compreendendo as áreas de ciência, tecnologia, medicina, ciências sociais, artes e humanidades, disponibilizando ferramentas para visualizar e analisar as pesquisas (Cavalcanti, 2016).

As análises no SciMAT têm seu início marcado pela importação de uma base de conhecimento preestabelecida, de acordo com a busca do tema que se deseja analisar com a metodologia bibliométrica. Com este intuito, o *Scopus* é amplamente utilizado. Trata-se de um banco de dados que permite a busca do acervo científico *Elsevier*, composto por resumos e citações da literatura científica, além de livros, anais de conferências e revistas científicas, constituído por cerca de 70 milhões de registros, sendo um dos maiores acervos dessa categoria (Scopus, 2019).

O *Scopus* permite a busca por palavras-chave e fornece uma espécie de refinamento e pré-processamento dos resultados. Alguns dos filtros que podem ser aplicados nesta etapa são: ano, nome do autor, tipo de documento, fonte, idioma e palavras-chave.

3. DESENVOLVIMENTO DAS ANÁLISES

Na fase de consolidação dos objetivos desta pesquisa, foram definidas as palavras-chave que levariam ao escopo científico da base de dados. O cenário foi definido para indicar o momento desta inserção. Com isso, objetiva-se entender os contextos a partir dos quais o fluxo de metano em aterros de resíduos sólidos passou a ser abordado na literatura. A seguinte composição de palavras-chave foi utilizada:

- "*Atmospheric Emission*" ou "*Fugitive Emission*" ou "*Gas Emission*";
- "*Landfill*" ou "*Dump*"; e
- "*Methane*".

O resultado foi de 635 artigos científicos publicados entre 1985 e 2019, exportados em arquivo no formato RIS da base de dados *Scopus* e importados para o *software* SciMAT.

3.1 Pré-processamento de Dados

A etapa de pré-processamento de dados no SciMAT permite o tratamento da base bibliográfica exportada a partir do *Scopus*. O acervo é importado para o SciMAT, que fornece algumas opções automáticas, como: encontrar autores, referências e palavras similares. De forma manual, é possível criar grupos de palavras e autores, que, de certa forma, façam parte da mesma equipe de pesquisa. Todas as formas oferecidas pelo *software* para o tratamento de dados objetivam eliminar dados duplicados e agrupar dados similares, conferindo maior confiabilidade à análise. Trata-se de uma etapa criteriosa, que exige cautela e objetividade por parte do usuário. Para a análise em questão, foram criados 331 grupos de palavras, obtendo a seguinte relação dos 10 primeiros grupos numa escala decrescente de números de documentos (Tabela 2).

Tabela 2. Relação de número de documentos relacionados aos grupos temáticos. Fonte: SciMAT

Nome do grupo	Número de documentos
Methane	506
Landfill	491
Gases emissions	440
Greenhouse gases	332
Municipal solid waste	245
Landfill gases	215
Air polluants	196
Solid waste management	178
Methane emissions	116
Landfill surface	97

3.2 Parâmetros das Análises

O SciMAT permite a configuração de diversos parâmetros que direcionam os indicadores da análise aos seus principais objetivos. Após o pré-processamento de dados, a criação de períodos é feita e os grupos de palavras são distribuídos em seus respectivos períodos de citações. Conforme supracitado, a busca resultou em publicações desde o ano de 1985 até o ano de 2019, e a distribuição de cada documento foi feita entre quatro períodos relacionados na Tabela 3.

Tabela 3. Relação de documentos por períodos. Fonte: SciMAT

Período	Número de documentos
1985 - 2004	131
2005 - 2009	133
2010 - 2015	206
2016 - 2019	165

A definição dos parâmetros de configuração da análise foi obtida a partir das instruções contidas em Cobo (2012). O tipo de análise feita foi de grupo de palavras, e o tipo de rede foi definido como sendo de coocorrência, mediante o principal objetivo de se construir uma rede de copalavras. Um segundo parâmetro, os números de fronteiras selecionadas, foi definido como sendo 1. Trata-se de um parâmetro que diz respeito ao valor da ligação dos nós de palavras. Uma outra etapa de configuração é dada pela normalização da rede, onde o índice de equivalência aponta a força existente nas relações entre as palavras. O algoritmo de *cluster* escolhido foi o de centros simples, que constrói as redes a partir de duas iterações, associando primeiramente os laços mais fortes entre os *clusters*, seguidos por laços mais fracos. A faixa de tamanhos da rede de *clusters* foi definida como três *clusters*, no mínimo, e 12, no máximo. Na etapa que permite se mapearem os documentos componentes da análise, chamada de mapeador de documentos, foram definidos os parâmetros *core mapper*, que faz o mapeamento de documentos principais e o *secondary mapper*, que seleciona documentos secundários. Quanto às medidas de qualidade a definir cada *cluster*, configuraram-se o *h-index* e o *sum citations*. O primeiro é um índice que diz sobre o número de citações de cada documento, e o segundo faz um somatório de todas as citações de cada autor. O penúltimo parâmetro configura a medida de similaridade na construção dos mapas, construindo um mapa longitudinal de evolução por períodos. O índice (*Jaccard*) foi configurado para levar em conta o compartilhamento de itens entre os *clusters*, expressando a similaridade entre eles. Quanto à construção do mapa de sobreposição, o índice de inclusão foi definido de forma a medir a semelhança entre os diferentes grupos (Cobo, 2012).

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A aquisição da base de dados pelo *Scopus* é acompanhada de uma análise prévia dos resultados gerados pela busca, onde é possível obter gráficos de número de documentos *versus* ano de publicação, número de documentos *versus* país, onde o documento foi publicado, e número de documentos *versus* ano de publicação por revistas que mais publicaram sobre o tema. O gráfico número de documentos *versus* ano de publicação (figura 4) mostra que o tema pesquisado concentrou uma maior evolução entre os anos de 2007 e meados de 2017, acompanhada de uma recente baixa no número de publicações nos dois últimos anos.

Figura 4. Gráfico de documentos *versus* ano de publicação. Fonte: Scopus (2019)

A Figura 5 mostra uma escala de publicações para Estados Unidos, Canadá, China e Brasil. Sobre os países que mais publicaram, mostrados no gráfico da Figura 6, os Estados Unidos concentram cerca de 200 publicações, seguido pelo Canadá, com quase 60 publicações, e pela China, com quase 50 publicações.

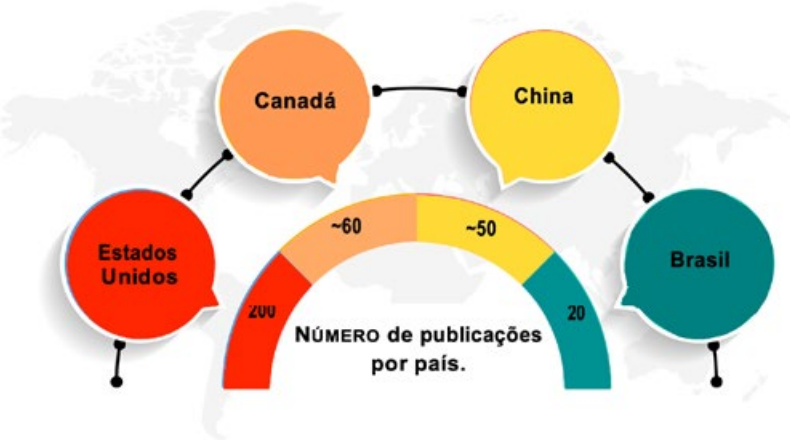


Figura 5. Representação gráfica de quatro países e suas respectivas publicações a respeito do tema

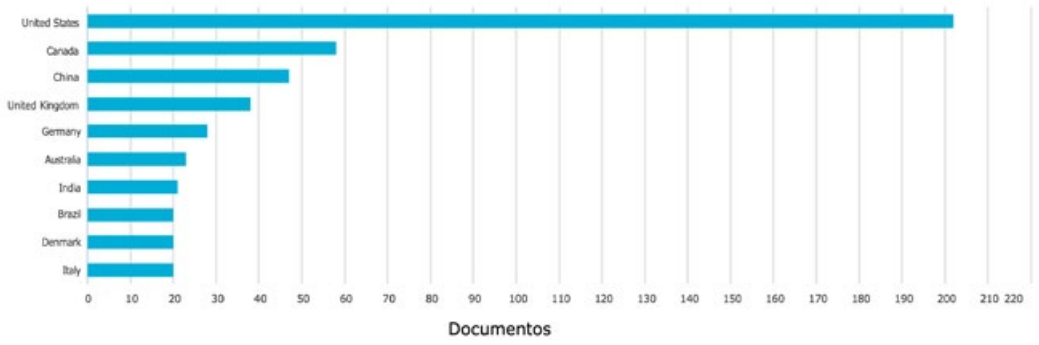


Figura 6. Gráfico de documentos *versus* países. Fonte: Scopus (2019)

Uma análise de número de publicações por revistas também foi fornecida pelo *Scopus*, informando as revistas que receberam mais documentos científicos a respeito do tema em questão. De acordo com o gráfico (Figura 7), a *Waste Management* é atualmente a revista que mais publicou trabalhos sobre emissões atmosféricas de metano a partir de aterros e lixões, com 10 publicações no ano de 2019. O aumento de publicações identificado na década de 2007 a 2017, conforme mostrado na Figura 4, também é visto na relação documentos *versus* revistas, onde a *Waste Management* se destaca em número de publicações, variando de dois a oito documentos por ano.

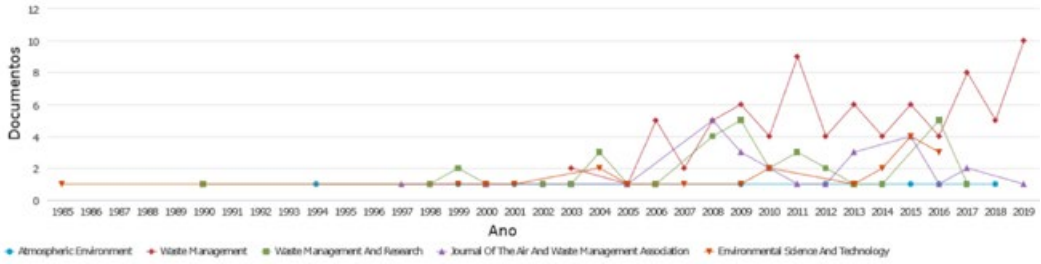


Figura 7. Gráfico de documentos *versus* revistas científicas. Fonte: Scopus (2019)

A Tabela 4 mostra a análise de relevância dos sete periódicos que mais publicaram sobre o tema, referente ao ano de 2018. Indicadores de impacto de produção científica usados são o *CiteScore*, que faz a média de citações que cada documento recebe. O SJR (*SCImago Journal Rank*) mensura o peso das citações recebidas, que depende do prestígio de quem cita e área de conhecimento. Já o Fator de Impacto (FI) é a razão entre a quantidade de citações recebidas pela quantidade de documentos publicados nos dois anos anteriores. Esse é o indicador bibliométrico mais utilizado.

Tabela 4. Relevância dos periódicos. Fonte: adaptado de Scopus (2019)

Periódico	Documentos	*CiteScore*	SJR	FI
Waste Management	81	6.15	1.523	2.193
Waste Management and Research	36	2.11	0.527	0.809
Journal of the Air and Waste Management Association	26	2.00	0.791	0.817
Environmental Science & Technology	21	7.38	2.514	1.959
Atmospheric Environment	14	–	–	–
Enviromental Monitoring and Assessment	12	2.23	0.623	1.010
Geotechnical Special Publication	11	0.28	0.204	0.235

Na Tabela 5, aparecem os principais autores que publicaram sobre o tema, juntamente com a relevância de cada autor, mensurado pelo índice h, que é a relação entre o número de publicações e o número de citações de cada autor.

Tabela 5. Índice h de autores. Fonte: adaptado de Scopus (2019)

Autor (a)	Número de documentos do autor na área	Total de documentos do autor	Total de citações	H *Index*
Scheutz, C.	16	119	2.599	29
Kjeldsen, P	15	119	5.604	34
Barlaz, M.A.	13	179	8.647	43
Heittiaratchi, J.P.A	11	82	918	15
Abichou, T.	9	71	1.434	21

4.1 Análise Longitudinal

A análise longitudinal feita no SciMAT oferece duas possibilidades de mapas: sobreposição e evolução. O primeiro fornece uma vizualização em escala de períodos. Os *clusters* são dispostos de acordo com sua evolução, conforme a Figura 8.

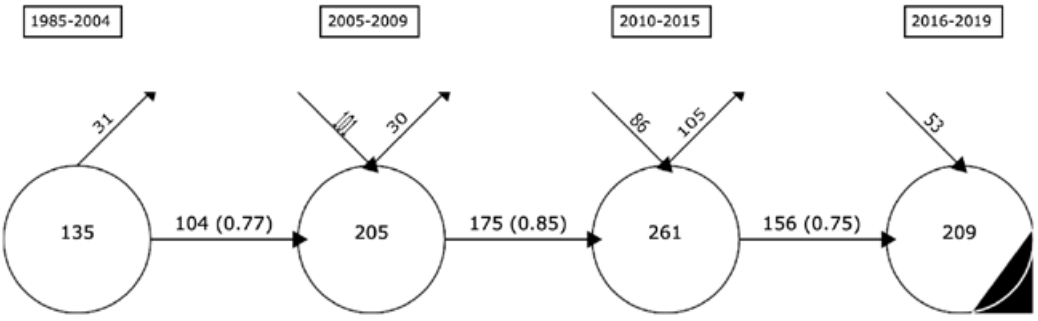


Figura 8. Mapa de sobreposição. Fonte: SciMAT

Este mapa fornece importantes informações sobre a evolução das palavras-chave associadas por cada período definido durante a análise. Ao período de 1985-2004 estavam associadas 135 palavras, das quais 104 migraram para o próximo período, de 2005-2009, e 31 passaram a não fazer mais parte das publicações. O índice entre os dois períodos (0.77) aponta uma relativa estabilidade em nível de evolução de temas, ao relacionar a quantidade de palavras que permaneceram de um período para outro com a quantidade das que não permaneceram.

As faixas de transição entre os quatro períodos contêm praticamente a mesma estabilidade, sendo que de 2005-2009 para 2010-2015 a transição se mostrou mais estável do que nos outros períodos, mostrando que 85% das palavras se mantiveram de um período para o outro. A maior aparição de novas palavras se deu entre 2005-2009 (101 palavras), enquanto que a maior saída se deu entre 2010-2015 (105 palavras), o que aponta uma mudança de temas nos respectivos anos. Mesmo assim, o índice de estabilidade entre 2010-2015 e 2016-2019 foi de 0.75, onde 156 palavras migraram de um período a outro, seguidas pela inserção de 53 novos termos nos últimos anos.

O mapa de evolução da Figura 9 foi projetado para elencar a evolução dos termos, com indicador de performance sendo o índice h, uma vez que esse índice aponta o impacto científico de cada produção. Como mapeador de documentos para gerar este gráfico, foi definido o *core mapper*, indicando que o cálculo dos indicadores de performance para cada *cluster* deveria levar em consideração os principais documentos.

As linhas contínuas apontam o compartilhamento de temas principais (palavras-chave) entre os dois *clusters*. O *cluster* "*METHANE* " se destacou entre os outros, como sendo o de maior índice h (igual a 38) dentre todos os períodos. É importante destacar a convergência dos termos de um período para outro, destacando o fato de o termo "*LANDFILL*" (índice h igual a 28) ter evoluído e dado origem ao termo "*METHANE* "(índice h igual a 38) ante os períodos de 1985-2004 e 2005-2009, fato que se repetiu entre 2010-2015 e 2016-2019. Com isso, um importante indicador é dado nesta vizualização, onde a convergência dos termos aponta a transição

do foco de cada período de abordagem que ora foi marcado por aterros sanitários, e se tornou mais específico ao abordar gás metano como elemento principal. As linhas pontilhadas indicam o compartilhamento de termos que não são as principais palavras-chave dos *clusters*, sendo outros termos compartilhados entre os dois *clusters*.

Figura 9. Mapa de evolução (*core Documents h Index*) Fonte: SciMAT

É possível identificar a forte presença do termo "*METHANE FLUX*", que representa o foco principal deste trabalho, nos períodos de 2005-2009 e 2010-2015. Do primeiro período, entende-se que os termos "*EMISSIONS CONTROL*" e "*ENVIRONMENTAL IMPACT*" convergiram para o termo "*METHANE FLUX*", em 2005-2009, compartilhando abordagens semelhantes. Isso aponta um período de transição de termos científicos, onde a abordagem temática é praticamente a mesma, porém feita usando termos diferentes. No último período (2016-2019), novos termos surgiram e a abordagem de fluxo de metano se converge em outros três enlaces temáticos, sendo "*WASTE TREATMENT*", "*ENVIRONMENTAL VARIABLES*" e "*INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGES*". Destes indicadores, percebe-se que, a partir de 2015, a abordagem de fluxo de metano passou a ser feita dentro de um contexto mais ambiental e pontualmente inserido na questão de tratamento de resíduos, apontando um novo direcionamento para a abordagem de fluxo de metano a partir de áreas degradas por redíduos sólidos.

4.2 Diagramas Estratégicos

Os diagramas estratégicos representam os *clusters* dispondo-os em quatro quadrantes, relacionando-os quanto à sua centralidade (representada no eixo *x* do gráfico) e à sua densidade (representada no eixo *y* do gráfico). A Figura 10 representa os quatro diagramas gerados, associados aos quatro períodos (1985-2004, 2005-2009, 2010-2015, 2016-2019), onde o índice de performance configurado foi o índice h.

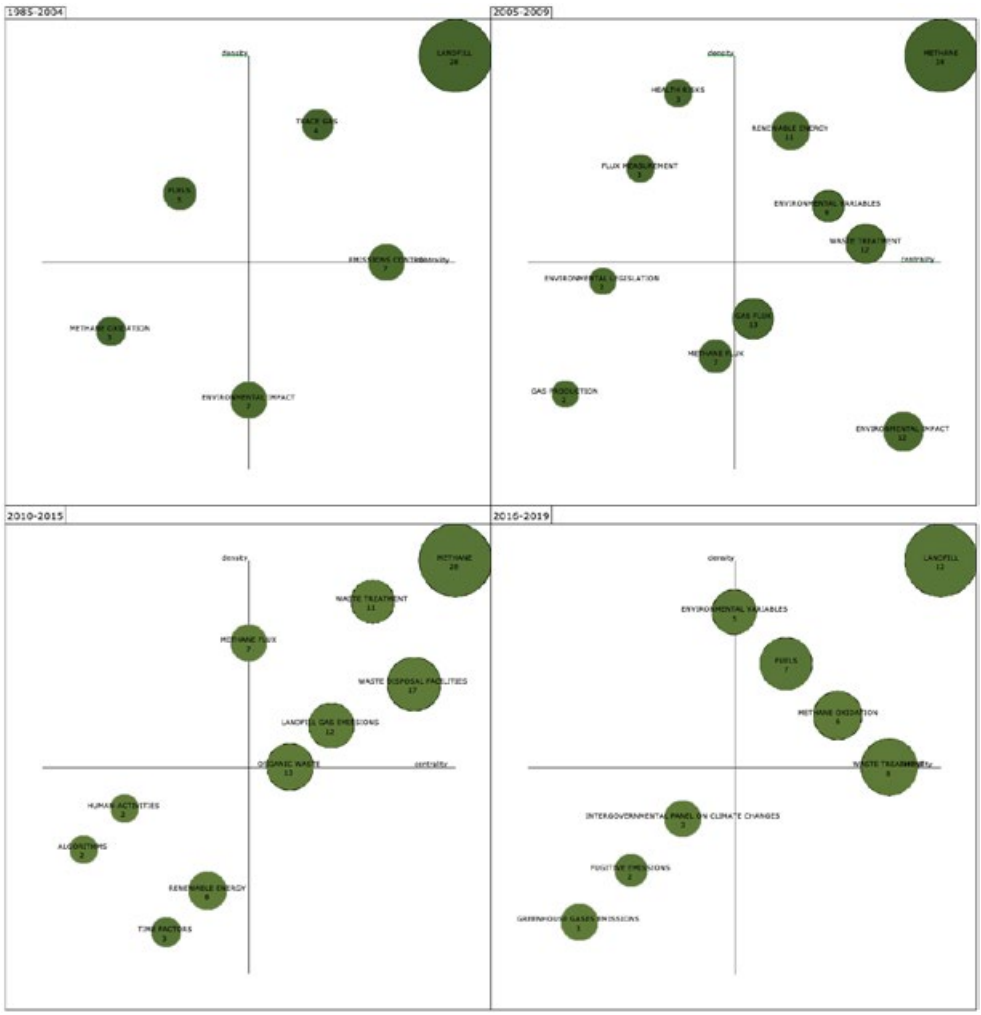


Figura 10. Diagramas estratégicos dos quatro períodos identificados (*core Documents h Index*) Fonte: SciMAT

O período de 1985-2004 foi marcado por dois temas motores, ou seja, temas principais que se encontravam bem desenvolvidos, com alta densidade e centralidade, sendo eles: "*LANDFILL*", com índice h igual a 28, e "*TRACE GAS*", com índice h igual a 4. O termo "*FUELS*" se mostrou como tema altamente desenvolvido no período, porém de forma isolada, representando uma forte ligação interna, dada pela alta densidade, mas com baixa centralidade, sendo um tema periférico. Já o termo "*ENVIRONMENTAL IMPACT*" se mostrou como um tema básico/emergente da época, apontando a constante e presente preocupação ambiental nas produções científicas.

Novos temas surgem no período de 2005-2009, fato coerente com o indicador do mapa de sobreposição da Figura 8. A convergênvia do tema "*LANDFILL*" para "*METHANE*", apontada no mapa de evolução da Figura 9, fica evidente como tema de maior impacto para o respectivo período. "*RENEWABLE ENERGY*", "*ENVIRONMENTAL VARIABLES*" e "*WASTE TREATMENT*" são os três outros temas motores deste período, apontando as inovações vivenciadas nos últimos anos em relação, principalmente, às energias renováveis e ao tratamento de resíduos. O tema mais almejado nesta pesquisa ("*METHANE FLUX*") tem sua primeira aparição neste período, porém ainda com baixa representatividade, posicionado no quadrante respectivo a temas emergentes e declinados. Já o tema "*ENVIRONMENTAL IMPACT*" sofre uma pequena evolução quando, do período anterior para este, se comportando agora como um tema básico, mas ainda pouco desenvolvido.

No período de 2010-2015, o tema "*METHANE*" continua como tema motor, porém com um índice h um pouco menor (28). O tema "*METHANE FLUX*" evoluiu muito em densidade, transitando entre os quadrantes de temas motores e temas desenvolvidos periféricos. Pode-se dizer que o *cluster* "*LANDFILL GAS EMISSIONS*" compete com o tema "*METHANE FLUX*" neste período, uma vez que aborda não só um gás, mas sim todas os gases de aterro, tendo, assim, um impacto maior na análise. Além de maior relevância deste tema em relação ao índice h, ele se posiciona numa área de maior desenvolvimento no gráfico, se comportando de fato como um tema motor da época, mais desenvolvido e melhor estruturado. O segundo tema de maior impacto que surge é "*WASTE DISPOSAL FACILITIES*", com índice h igual a 17, ou seja, um tema bem desenvolvido. Esse indicador é compreendido pela evolução tecnológica dos últimos anos no que diz respeito ao gerenciamento da disposição dos resíduos urbanos. O tema "*RENEWABLE ENERGY*" sofre um declínio, passando a ser visto como um tema emergente do período.

O último período, representado pelos anos de 2016-2019, conta com a presença de três temas principais, sendo "*LANDFILL*", "*FUELS*" e "*METHANE OXIDATION*", apontando um novo direcionamento tecnológico das abordagens sobre fluxo de metano a partir de lixões e aterros. A questão do processo de oxidação do metano é, de fato, um tema bastante atual, que tem justificado alguns métodos de detecção de fluxo de metano. Fjelsted (2019) & Kane (2016) ganharam relevância como autores abordando novas metodologias desenvolvidas a partir da reação química de produção do metano que, por ser uma reação exotérmica, torna o gás detectável por técnicas de termografia por infravermelho. Os temas "*ENVIRONMENTAL VARIABLES*" e "*WASTE TREATMENT*" encontram-se numa zona de transição, podendo se tornar temas motores nos próximos anos. O primeiro está altamente desenvolvido, mas ainda sem interação com os outros temas suficientemente para se tornar um tema motor. Ou seja, a questão ambiental está amplamente difundida atualmente, porém ainda faz pouco *link* com temas técnicos, como a questão da oxidação do metano. O segundo, "*WASTE TREATMENT*", é apontado como um tema básico transversal, que ainda tem pouca força interna de representatividade. Porém, trata-se de um tema com índice h igual a 8, que se encontra atualmente em constante desenvolvimento no mundo. Os temas "*FUGITIVE EMISSIONS*" e "*GREENHOUSE GASES EMISSIONS*" são indicados como temas emergentes para este período, apontando uma abordagem científica muito mais voltada às questões específicas e ambientais que analisam impactos causados pelas emissões.

4.3 Redes Temáticas de *Clusters*

As redes temáticas de *clusters* mostram, em forma de diagramas, a representatividade de cada palavra-chave e sua relação com todos os outros temas do respectivo período. Para cada período, foram construídas redes temáticas para o tema de maior e menor impacto. Os indicadores de densidade e centralidade para cada *cluster* utilizado nesta análise são mostrados na Tabela 6, sendo associados aos seus períodos.

Tabela 6. Densidade e Centralidade dos *clusters*. Fonte: Adaptado de Scopus (2019)

nome do cluster	período	densidade	centralidade
Landfill	1985 - 2004	85,27	140,04
Methane oxidation		7,70	25,05
Methane	2005 - 2009	138,76	322,44
Environmental legislation		18,75	27,76
Methane	2010 - 2015	135,19	292,72
Algorithms		4,81	25,36
Landfill	2016 - 2019	100,34	212,22
Greenhouse gases emissions		1,58	25,80

A Figura 11 mostra as redes temáticas para o *cluster* "*LANDFILL*", que foi o tema de maior índice h (28) do período de 1985-2004, e para o *cluster* "*METHANE OXIDATION*", tema de menor índice h (3).

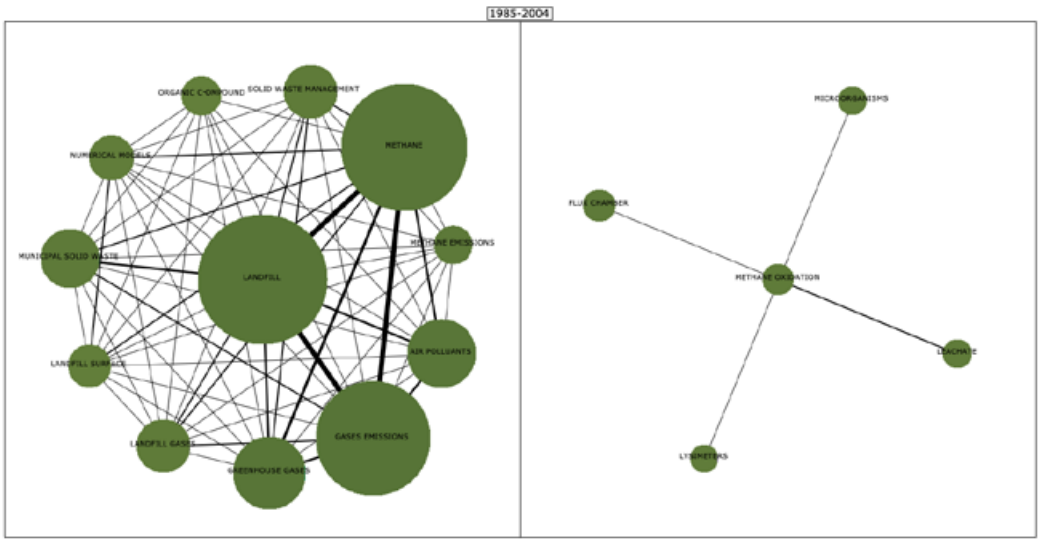


Figura 11. Rede temática com dois *clusters* do período de 1985-2004. Fonte: SciMAT

Nesta rede temática, os principais e mais representativos *clusters* do período são "*LANDFILL*" e "*METANE*", com peso (ou força de ligação) de 0,83, e "*LANDFILL*" e "*GASES EMISSIONS*", com peso de 0,76. Com isso, percebe-se que o gás metano e as emissões de gases a partir de áreas degradadas por resíduos sólidos já eram temas abordados na época, com grande interação entre si, mas não tinham impacto o suficiente para aparecer individualmente no diagrama estratégico. Foram temas abordados em *clusters* com um forte *link* com o tema central.

No mesmo período, o *cluster* "*METHANE OXIDATION*" aparece com baixa representatividade, indicado como um tema em evolução. É interessante o surgimento do tema "*FLUX BOX*" fazendo um *link* com o tema central. Mesmo com baixo peso de ligação (0,02), entra como um tema em desenvolvimento. Esse indicador traz a abordagem científica que trata de métodos de medição de fluxo de metano a partir de suas reações químicas e de seu comportamento durante sua emissão. As câmaras de fluxo (*flux box*) são um dos métodos mais utilizados na estimativa de fluxo de metano, onde se define um volume e uma área específicos para se medir a concentração do gás e, com isso, calcular seu fluxo (Reinhart, 1992).

A Figura 12 aborda o período de 2005-2009, com as redes temáticas dos *clusters* "*METHANE*" e "*ENVIRONMENTAL LEGISLATION*".

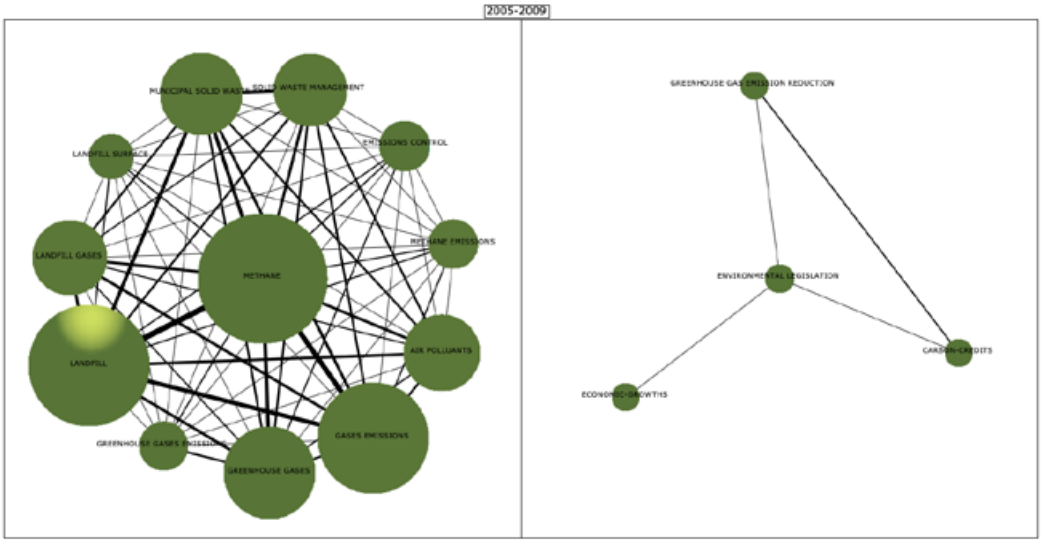


Figura 12. Rede temática com dois *clusters* do período de 2005-2009. Fonte: SciMAT

As forças de ligações entre a maioria dos *clusters* associados ao tema central são altas, mostrando uma forte integração entre os temas. "*LANDFILL*", "*GASES EMISSIONS*" e "*GREENHOUSE GASES*" são os com maiores pesos de ligação junto ao "*METHANE*", sendo 0,86, 0,75 e 0,52, respectivamente. O tema "*METHANE EMISSIONS*" surge neste período, com peso de 0,23 em relação ao seu *link* com o metano propriamente dito. Esse indicador aponta o início do direcionamento das pesquisas específicas quanto às emissões do gás metano a partir de aterros e/ou lixões.

A questão de legislação ambiental ("*ENVIRONMENTAL LEGISLATION*") surge de forma ainda pouco desenvolvida já nos anos de 2005, apontando o surgimento de uma abordagem integrada à questão de créditos de carbono ("*CARBON CREDITS*"), redução de emissões de gases de efeito estufa ("*GREENHOUSE GAS EMISSIONS REDUCTION*") e crescimento econômico ("*ECONOMIC GROWTHS*").

A Figura 13 mostra as redes temáticas para o período de 2010-2015, para os *clusters* "*METHANE*" e "*ALGORITHMS*".

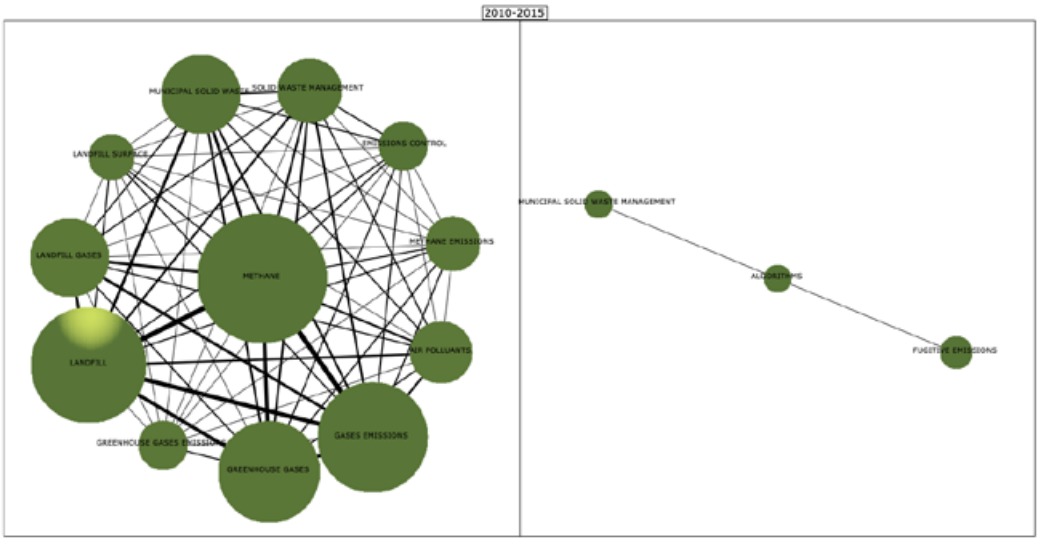


Figura 13. Rede temática com dois *clusters* do período de 2010-2015. Fonte: SciMAT

Para este período, observa-se um comportamento muito similar ao período anterior, principalmente em relação às abordagens das produções científicas, identificado pela semelhança das redes temáticas. Ambas têm como *cluster* principal o tema "*METHANE*". O peso da ligação entre os mesmos *clusters* analisados no período de 2005-2009 é uma das diferenças entre as análises dos dois períodos. Entre os *clusters* "*METHANE*" e "*LANDFILL*", este indicador de força de ligação diminiu de 0,86 para 0,76, comparando o período anterior com este de 2010-2015, o que aponta uma diminuição de produções científicas que abordam metano em aterros sanitários. Em contrapartida, o peso da ligação entre os *clusters* "*METHANE*" e "*GREENHOUSE GASES*" aumentou do último período para este, passando de 0,52 para 0,61, sendo outro importante indicador de que a abordagem de gases de efeito estufa se direcionou para um foco principal, tratando mais especificamente do gás metano.

Quanto ao *cluster* de menor impacto, "*ALGORITHMS*", este surge com uma ligação entre "*FUGITIVE EMISSIONS*" e "*MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT*" com um peso de 0,03.

A principal novidade deste resultado é o início da aplicação de novas ações tecnológicas na solução de problemas ambientais, como emissões fugitivas, e no gerenciamento dos resíduos sólidos. A Figura 14 representa as redes temáticas para o período de 2016-2019, para os *clusters* "*LANDFILL*" e "*GREENHOUSE GASES EMISSIONS*".

Um importante indicador que esta análise oferece, associado ao principal objetivo deste estudo, é a ligação do *cluster* "*ENVIRONMENTAL IMPACT*" com "*METHANE*". Apesar de o vínculo estar posto por uma relação de peso 0,13, esta integração aponta para uma recente tendência tecnológica de abordagem do metano dentro da esfera de impactos ambientais. A outra ligação que vale ser mencionada, com peso de 0,17 entre os *clusters* "*METHANE*" e "*LANDFILL SURFACE*", condiz com o cenário atual de investimentos tecnológicos em métodos de detecção de metano a partir de comportamentos observados nas superfícies dos aterros.

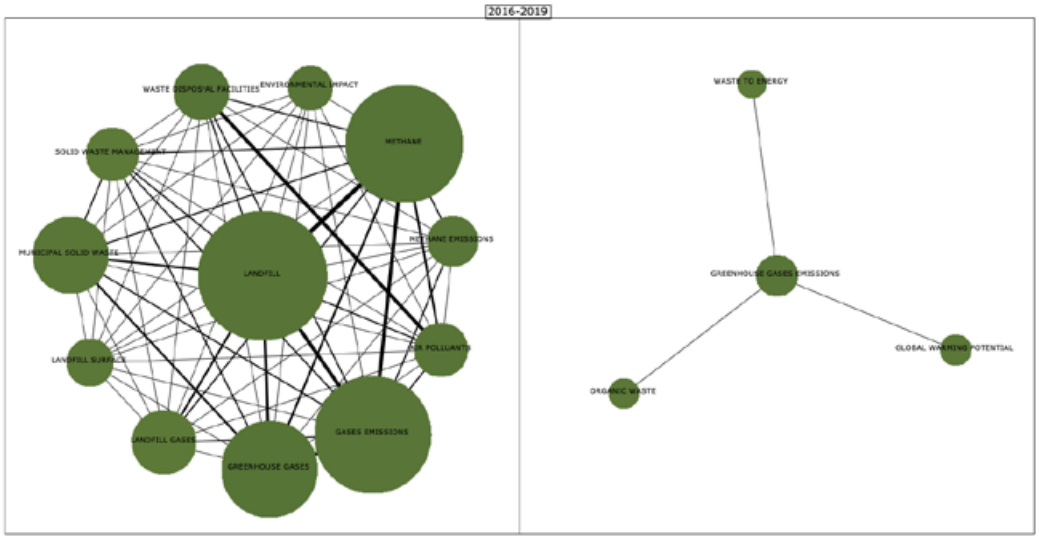


Figura 14. Rede temática com dois *clusters* do período de 2016-2019. Fonte: SciMAT

Quanto ao diagrama que apresenta "*GREENHOUSE GASES EMISSIONS*" como *cluster* central, este aponta uma atual relação com "*WASTE TO ENERGY*", "*GLOBAL WARMING POTENTIAL*" e "*ORGANIC WASTE*". A temática envolvendo as emissões de gases de efeito estufa, correlacionando-as com o aproveitamento energético a partir de resíduos, mostra uma recente preocupação que vem se desenvolvendo nos últimos anos.

5. CONCLUSÕES

A abordagem científica sobre o fluxo de gás metano gerado a partir de áreas de disposição de resíduos sólidos encontra-se em crescimento desde a década de 80. Até meados de 2017, o número de documentos publicados aumentou constantemente, alcançando um total de quase 60 publicações entre 2016 e 2017. Com uma recente queda no número de publicações no fim do ano de 2018, houve um total de cerca de 25 publicações. Estados Unidos, Canadá e China aparecem como os países que mais publicaram a respeito deste tema, sendo que os Estados Unidos detêm cerca de 200 publicações na área. O Brasil aparece com 20 documentos publicados até 2019. A revista que concentra a maioria das publicações é a *Waste Management*.

Diferentes escopos surgiram como temas motores em cada período analisado. Entre 2016 e 2019, com o aumento da preocupação sobre variáveis ambientais, temas como combustíveis, oxidação de metano e tratamento de resíduos refletiram na produção científica internacional. A tendência da abordagem relativa à oxidação de metano tem sido seguida até os dias atuais, voltada para novos métodos e técnicas de mitigação de emissões de gases de efeito estufa. A reação do metano, por ser exotérmica, apresenta anomalias térmicas no solo, o que tem justificado o uso do método de termografia por infravermelho como técnica eficaz na detecção de vazamento deste gás. Esse indicador bibliométrico, apontado como um tema motor do período de 2016-2019, é de fato verificado pelas atuais produções científicas identificadas em relação ao tema.

A abordagem de fluxo de metano surge entre os anos de 2005 a 2015 como tema representativo desta década. A partir de 2016, a abordagem converge para o escopo ambiental, tratando especificamente de variáveis ambientais que causam impacto no cenário de redução das emissões, o que aponta que a evolução tecnológica sobre fluxo de metano nos quatro últimos anos tem sido tratada muito inserida em um contexto de impacto ambiental.

Dessa forma, notam-se que os impactos da disposição de resíduos sólidos e as externalidades geradas nesses locais formam um tema relevante no contexto científico mundial desde a década de 80, período que coincide com o ganho de consciência ambiental social, sendo um tema cada vez mais abordado por pesquisadores mediante o desenvolvimento de tecnologias de gestão e detecção de gases.

REFERÊNCIAS

[1] ARYA, S. P. (1988). *Introduction to Micrometeorology*. Academic Press, San Diego, CA, USA.

[2] CAVALCANTI, P. S. *Sistemas de Medicção de Desempenho: Revisão Sistemática da Literatura e Análise Bibliométrica, 2016,* p. 1-91.

[3] CHRISTOPHERSEN, M.; KJELDSEN, P. (2001). *Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing gas migration*. Waste Manage. Res. 19, p. 579-594.

[4] CHRISTOPHERSEN, M.; KJELDSEN, P.; HOLST, H.; CHANTON, J. (2001). *Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing emissions and methane oxidation*. Waste Manage. Res. 19, p. 595-612.

[5] COBO, M. J.; LÓPEZ-HERRERA, A. G.; HERRERA-VIEDMA, E.; HERRERA, F. (2010). *An approach for detecting, quantifying, and visualizing the evolution of a research field: A practical application to the Fuzzy Sets Theory field*, p. 146-166.

[6] COBO, M. J.; LÓPEZ-HERRERA, A. G.; HERRERA-VIEDMA, E.; HERRERA, F. *Science mapping software tools: Review, analysis, and cooperative study among tools*, 2011. Journal of the American Society for Information Science and Technology.

[7] COBO, M. J.; LÓPEZ-HERRERA, A. G.; HERRERA-VIEDMA, E.; HERRERA, F. *SciMAT: A new science mapping analysis software tool*, 2012. Journal of the American Society for Information Science and Technology.

[8] CONEN, F.; SMITH, K. A. (2000). *An explanation of linear increases in gas concentration under closed chambers used to measure gas exchange between soil and the atmosphere.* Eur. J. Soil Sci. 51, p. 111-117.

[9] DIAZ-LÓPEZ, C.; CARPIO, M.; MARTIN-MORALES, M.; ZAMORANO, M. *Analysis of the scientific evolution of sustainable building assessment methods*, 2019. Sustainable Cities and Society Journal. V. 49, doi = 10.1016/j.scs.2019.101610.

[10] EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. (1995). *Migration and atmospheric emission of landfill gas.* Environ. Eng. Sci. 12 (4), 309.

[11] ENVIRONMENT AGENCY (2010). *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions*.

[12] EPA, U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2012). *Summary Report: Greenhouse Gas Emissions*: 1990-2030.

[13] FAHIMNIA, B.; TANG, C. S.; DAVARZANI, H.; SARKIS, J. *Quantitative models for managing supply chain risks: A review*, 2015. European Journal of Operational Research. 247, p. 1-15.

[14] FJELSTED, L.; CHRISTENSEN, A. G.; LARSEN, J. E.; KJELDSEN, P.; SCHEUTZ, C. *Assessment of a landfill methane emission screening method using an unmanned aerial vehicle mounted thermal infrared camera – A field study*, 2019. Waste Management. V. 87. Elsevier Ltd.doi = 10.1016/j.wasman.2018.05.031.

[15] FOWLER, D.; DUYZER, J. H. (1989). *Micrometeorological techniques for the measurement of trace gas exchange*. In: Andreae, M.O., Schimel, D.S. (Eds.), Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, Dahlem Workshop Report, Life Science Research Reports 47. Wiley Interscience, Berlin, p. 189-208.

[16] FOWLER, D.; HARGREAVES, K. J.; SKIBA, U.; MILNE, R.; ZAHNISER, M. S.; MONCRIEFF, J. B.; BEVERLAND, I. J. GALLAGHER, M. W. (1995). *Measurements of CH_4 and N2O fluxes at the landscape scale using micrometeorological methods*. Philos. Trans. R. Soc. Lond., Series A (341), p. 205-416.

[17] GEBERT, J.; GROENGROEFT, A. (2006). *Passive landfill gas emission – influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters*. Waste Manage. 26, p. 245-251.

[18] GLINSKI, J.; STEPNIEWSKI, W. (1985). *Soil Aeration and Its Role for Plants*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

[19] HUBER-HUMER, M.; LECHNER, P. (2001a). *Microbial methane oxidation for the reduction of landfill gas emissions*. J. Solid Waste Technol. Manage. 27, p. 146-151.

[20] HUBER-HUMER, M.; LECHNER, P. (2001b). *Design of a landfill cover layer to enhance methane oxidation – results of a two year field investigation*. Sardinia 2001. Eight International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, v. II, p. 541-550.

[21] HUTCHINSON, G. L.; LIVINGSTON, G. P. (2001). *Vents and seals in non-steady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere*. Eur. J. Soil Sci. 52 (4), p. 675-682.

[22] KANE, S. N.; MISHRA, A.; DUTTA, A. K. *Preface: International Conference on Recent Trends in Physics* (ICRTP, 2016). Journal of Physics: Conference Series, v. 755.

[23] KJELDSEN, P.; FISCHER, E. V. (1995). *Landfill gas migration - field investigations at Skellingsted Landfill, Denmark*. Waste Manage. Res. 13, p. 467-585.

[24] LAURILA, T.; TUOVINEN, J.-P.; LOHILA, A.; HATAKKA, J.; AURELA, M.; THUM, T.; PIHLATIE, M.; RINNE, J.; VESALA, T. (2005). *Measuring methane emissions from a landfill using a cost-effective micrometeorological method*. Geophys. Res. Lett. 32 (19), p. 1-5.

[25] LEWIS, A. W.; YUEN, S. T.S.; SMITH, A. J. R. *Detection of gas leakage from landfills using infrared thermography - Applicability and limitations*, 2003. Waste Management and Research, v. 21.

[26] MARTÍN-MARTÍN, A.; ORDUNA-MALEA, E.; THELWALL, M.; Delgado, L.; Cózar, E. *Google Scholar, Web of Science, and Scopus: A systematic comparison of citations in 252 subject categories*. Elsevier Ltd, 2018. 12: p.1160-1177.

[27] MØNSTER, J.; KJELDSEN, P.; SCHEUTZ, C. *Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills* – A review. Waste Management, 2019.

[28] REINHART, D. R.; COOPER, D. C.; WALKER, B. *Flux chamber* design and operation for the measurement of municipal solid waste landfill gas emission rates. Journal of the Air and Waste Management Association, 1992. 42: p.1067-1070.

[29] RODRIGUEZ, E.; NARROS, A.; FUENTE, M. *Determination of Greenhouse Gas Fugitive Emissions in Municipal Solid Waste Landfills*, 2016. The 31st International Conference on Solid Waste Technology and Managementguez, Philadelphia, PA U.S.A.

[30] ROLSTON, D. (1986). *Gas diffusity and gas flux*. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part I. Physical and Mineralogical Methods, Agronomy Monograph No. 9, 2nd edn. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, p. 1089-1119.

[31] RÖWER, I. U.; GECK, C.; GEBERT, J.; PFEIFFER, E.-M. (2011). *Spatial variability of soil gas concentration and methane oxidation capacity in landfill covers*. Waste Manage. (New York, N.Y.) 31 (5), p. 926-934.

[32] SCOPUS (2019). Disponível em: <https://www.elsevier.com/solutions/scopus>.

[33] SCHEUTZ, C.; FREDENSLUND, A. M.; NEDENSKOV, J.; SAMUELSSON, J.; KJELDSEN, P. (2011a). *Gas production, composition and emission at a modern disposal site receiving waste with a low organic content*. Waste Manage. 31, p. 946-955.

[34] SCHEUTZ, C.; BOGNER, J.; CHANTON, J. P.; BLAKE, D.; MORCET, M.; ARAN, C.; KJELDSEN, P. (2008). *Atmospheric emissions and attenuation of non-methane organic compounds in cover soils at a French landfill*. Waste Manage. 28, p. 1.892-1.908.

[35] SCHROTH, M. H.; EUGSTER, W.; GOMEZ, K. E.; GONZALEZ-GIL, G.; NIKLAUS, P. A.; OESTER, P. (2012). *Above-and below-ground methane fluxes and methanotrophic activity in a landfill--cover soil*. Waste Manage. 32 (5), p. 879-889.

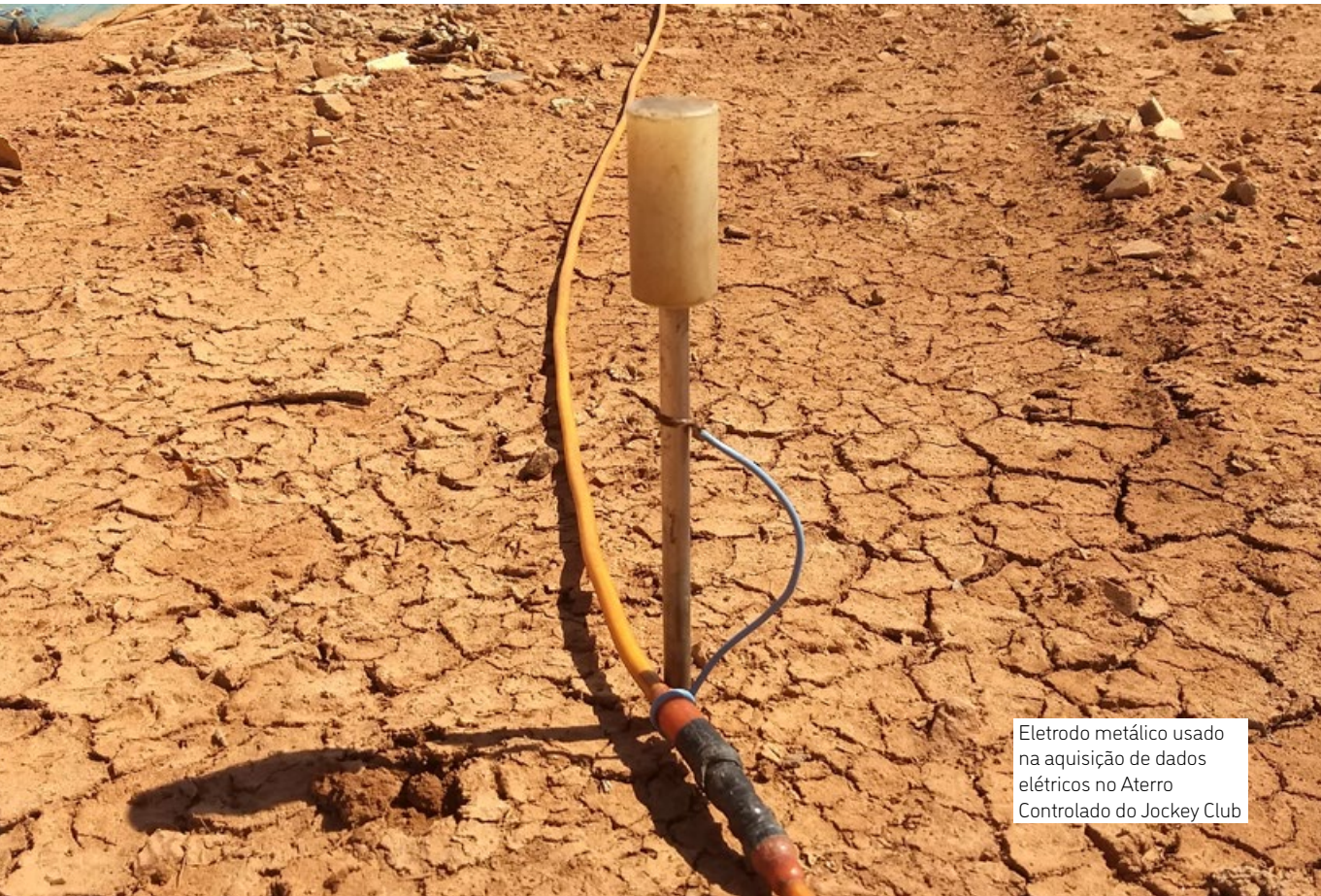
[36] TREGOURES, A.; BENEITO, A.; BERNE, P.; GONZE, M. A.; SABROUX, J. C.; SAVANNE, D.; POKRYSZKA, Z.; TAUZIEDE, C.; CELLIER, P.; LAVILLE, P.; MILWARD, R.; ARNAUD, A.; LEVY, F.; BURKHALTER, R. (1999). *Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site*. Waste Manage. Res. 17, p. 453-458.

[37] XU, L.; LIN, X.; AMEN, J.; WELDING, K.; MCDERMITT, D. (2014). *Impact of changes in barometric pressure on landfill methane emission*. Global Biogeochem. Cycles 28, p. 679-695.

CAPÍTULO 8

Aplicação de Investigações Geofísicas e Geotécnicas para a Caracterização de Maciços de Resíduos. Uma Revisão do Estado da Arte

Felipe Leite Nisiyama
Johanna Augusta Arend dos Santos
Welitom Rodrigues Borges



Eletrodo metálico usado na aquisição de dados elétricos no Aterro Controlado do Jockey Club

RESUMO

Neste capítulo é apresentada uma revisão do Estado da Arte acerca da aplicação de investigações geofísicas e geotécnicas para a caracterização de maciços de resíduos. O enfoque foi dado às características destes que são determinantes para a adoção de estratégias de aproveitamento dos materiais nestes contidos ou a geração energética a partir destes. Para esse fim, ambos os métodos de investigação mostraram ampla aplicabilidade, e se caracterizam por serem complementares entre si.

1. INTRODUÇÃO

Um maciço de resíduos pode ser entendido como uma feição antropogênica oriunda da disposição de resíduos, provenientes de atividades diversas, segundo procedimentos operacionais predefinidos – no caso de aterros sanitários – ou de forma deliberada – no caso de lixões. Os resíduos, que constituem esse maciço, são materiais de elevada heterogeneidade, e cujas características variam temporalmente e de acordo com as condições atmosféricas locais. Atualmente, a gestão desses resíduos sólidos está gradativamente a superar a ideia de que o aterramento de resíduos é o destino final destes, pela incorporação de conceitos relacionados à gestão sustentável de materiais. Nesse sentido, um maciço de resíduos pode ser visto como um depósito temporário à espera de tratamento posterior ou como uma futura mina de materiais (Bosmans *et al.,* 2013). Assim, são adotadas estratégias de reaproveitamento tanto de materiais quanto de aproveitamento energético a partir destes, que pode ocorrer por processos espontâneos (geração de metano pela biodegradação dos resíduos) ou induzidos (Jones *et al.,* 2013). Dessa forma, a caracterização apropriada de um maciço de resíduos é uma etapa inicial e de grande relevância para a adoção de tais estratégias.

As investigações com as quais um maciço de resíduos é caracterizado podem ser divididas, quanto ao método de aquisição de dados que estas empregam, em diretas e indiretas. As metodologias diretas apresentam caráter invasivo, envolvendo, em geral, a retirada de amostras, que podem ser analisadas tanto em campo quanto em laboratório. As metodologias indiretas, por outro lado, permitem inferir características do subsolo a partir da medição de algum parâmetro físico deste, como resposta a alguma solicitação. Com base nisso, propõe-se neste capítulo realizar uma revisão do Estado da Arte acerca da utilização de investigações geofísicas e geotécnicas – que aplicam métodos indiretos e diretos, respectivamente – na caracterização de maciços de resíduos. A revisão em questão é apresentada com enfoque nas características desses maciços que são de maior relevância no contexto do aproveitamento dos materiais que os formam ou do aproveitamento energético a partir destes.

2. MÉTODOS GEOFÍSICOS: UMA FERRAMENTA MULTIDISCIPLINAR

Atualmente, os métodos geofísicos possuem aplicações amplas e consagradas em investigações subsuperficiais de aspectos de importância ambiental e de engenharia. Esses aspectos incluem, de forma não exaustiva, a gestão de água para abastecimento, a construção de obras civis, armazenamento de gases, mitigação de desastres naturais, mineração, investigações forenses e arqueológicas. Doll *et al*. (2012) atribuem a estas aplicações o termo *geofísica de superfície*, conceituado de forma ampla como sendo o conjunto de métodos geofísicos que investigam a zona entre a superfície da crosta terrestre e centenas de metros abaixo desta. Aqueles autores salientam ainda que, ao longo dos últimos 30 anos, um aumento sem precedentes da credibilidade destes métodos foi verificado. Esse aumento se deu, particularmente, pelo avanço tecnológico em áreas correlatas, o que permitiu o desenvolvimento de aplicações com maior eficiência, resoluções melhoradas, maiores áreas mapeadas e com uma maior capacidade de processamento dos dados colhidos. Ao notar que não há razões que alterem a velocidade dos avanços tecnológicos dos últimos anos, espera-se que a geofísica de superfície amplie e aprofunde suas aplicações.

Com o intuito de obter um panorama atual acerca das aplicações da geofísica de superfície, foram analisados os resumos das publicações do periódico Near Surface Geophysics, da Associação Europeia de Geocientistas e Engenheiros (EAGE – European Association of Geoscientists and Engineers) no período de 2015-2018. Ao todo somam-se 183 publicações, as quais foram avaliadas segundo: a) os eixos temáticos na qual se enquadram segundo seus respectivos resumos (Figura 1); b) os métodos utilizados (Figura 2); c) a aplicação destes métodos segundo o eixo temático (Tabela 1); e d) a aplicação conjunta dos métodos (Figura 3).

Em sua maioria, as publicações abordaram métodos geofísicos aplicados ao projeto, investigação e reabilitação de infraestruturas, destacando-se neste eixo temático as aplicações de GPR (*Ground Penetration Radar*), métodos sísmicos e métodos resistivos. Dentro de tal eixo temático, cabe salientar que os métodos sísmicos foram predominantemente aplicados na investigação subsuperficial e no suporte operacional a obras de túneis (Jiao *et al*., 2015; Bharadwaj *et al*., 2017; Dehghannejad *et al*., 2017; Ronczka, Wisén & Dahlin, 2018), assim como para avaliar a integridade de estruturas de fundação e heterogeneidades do subsolo no qual essas estruturas serão posicionadas (Ertel, Niederleithinger & Grohmann, 2016; Cardarelli *et al*., 2018; Cercato & De Donno, 2018). Ainda, os métodos sísmicos tiveram aplicação nas investigações do subsolo para instalações *offshore* (Kassarie *et al*., 2017; Monrigal, De Jong & Duarte, 2017). Tendência similar pode ser observada para a aplicação de métodos resistivos, os quais foram predominantemente aplicados em investigações para túneis (Simyrdanis *et al.,* 2015; Bazin *et al.,* 2018; Dahlin & Loke, 2018; Ronczka, Wisén & Dahlin, 2018).

Em uma dessas aplicações, em que investigações para um túnel a ser escavado cruzando um reservatório de água foram feitas, Ronczka, Wisén & Dahlin (2018) utilizaram conjuntamente tanto um método resistivo (tomografia de resistividade elétrica – ERT) quanto um sísmico (tomografia de refração sísmica – SRT), mostrando que, além da aplicabilidade individual de cada um dos métodos – como também indicado pela Figura 2 – a sua aplicação conjunta possibilita superar limitações intrínsecas de cada método. Essas limitações, por exemplo, seriam ambiguidades na determinação do topo rochoso estimado pelas seções de ERT e a perda de resolução em determinados trechos das seções de SRT (Ronczka, Wisén & Dahlin, 2018).

Figura 1. Eixos temáticos das publicações revisadas

Figura 2. Métodos geofísicos aplicados nas publicações revisadas

Tabela 1. Eixos temáticos e respectivos métodos geofísicos aplicados nas publicações revisadas

	S	R	GPR	PI	EM	M	OS	RM	GP	AG	G	A	PE	O	Total
I - Projeto/reabilitação/ investigação de infraestruturas	13	13	12	4	2		3	1	1	1		3		3	**56**
II - Interpretação geológica	12	5	4	2	1	2	1			1	2			3	**33**
III - Avanços teóricos/ instrumentais	7	2	6	4	4	2		3		1				1	**30**
IV - Conservação Ambiental	3	6	3	7	2	1			1				2		**25**
V - Investigações arqueológicas	1	5	10		2	3	1				1				**23**
VI - Avaliação do desempenho de métodos	7	1	1	1	2		3		1	1			1	1	**19**
VII - Gestão de recursos hídricos	2	4	2	1	2			2	1	1	1				**16**
VIII - Ciências do solo		2	1	4	2			1		1					**11**
IX - Mineração		4		1		1			3		1				**10**
X - Gestão de desastres	3	1								1		1		3	**9**
Outros	1	1	1											1	**4**
Total	**49**	**44**	**40**	**24**	**17**	**9**	**8**	**7**	**7**	**7**	**5**	**4**	**3**	**12**	**236**

De forma geral, a associação de métodos resistivos e sísmicos foi a mais recorrente na revisão realizada (oito publicações), e os métodos de resistividade e sísmicos são os de maior aplicação conjugada a outros métodos, com 30 e 15 publicações, respectivamente (Figura 3).

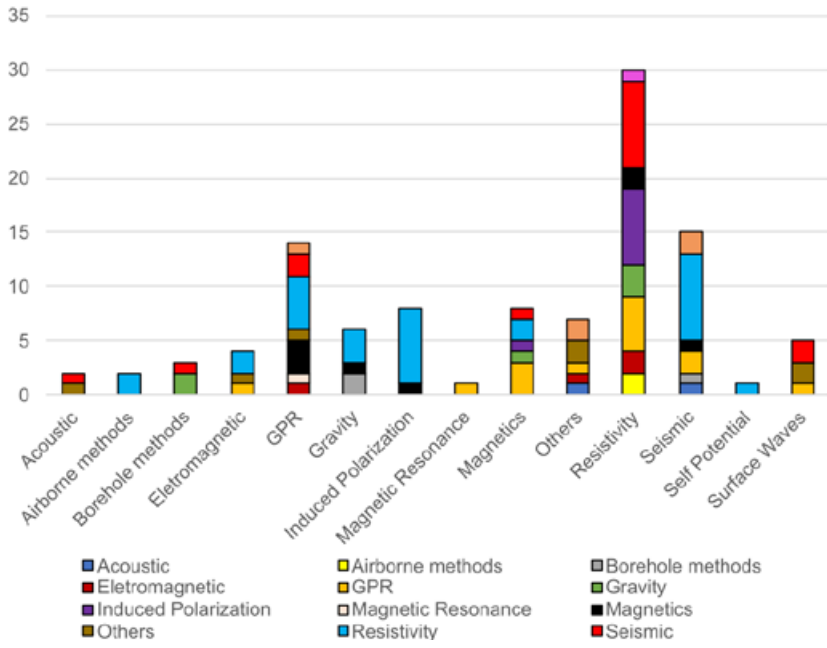


Figura 3. Combinação entre métodos geofísicos nas publicações do periódico Near Surface Geophysics (2015-2018)

Ainda em relação ao eixo temático que contempla o maior número de publicações, cabe destacar que o método de GPR teve ampla representatividade, comparável a dos resistivos e sísmicos. Além disso, avaliando as aplicações específicas, fica evidenciado que grande parte delas (75%) está voltada para a avaliação de diferentes aspectos de pavimentos. Os aspectos em questão dizem respeito a propriedades e variáveis que condicionam o desempenho de um pavimento, tais como o teor de argila do subleito e suas implicações no comportamento mecânico (Tosti *et al*., 2016), a distribuição espacial da umidade na estrutura deste pavimento (Benedetto *et al*., 2015) e o nível de compacidade da mistura asfáltica a quente (Plati, Georgiou & Loizos, 2016).

No contexto da presente revisão bibliográfica, cabe salientar que o eixo temático referente à conservação ambiental é também um dos focos da aplicação de métodos geofísicos. Salienta-se que o eixo temático referente a *Avanços técnicos/instrumentais* representa aquelas publicações cujo foco se encontra em apresentar, por exemplo, novos algoritmos para inversão de dados geofísicos ou o aperfeiçoamento de instrumentos utilizados na aquisição destes. Portanto, tal eixo não contempla publicações com enfoque em aplicações específicas, o que permite concluir que, dentre os eixos que tratam dessas aplicações, aquele referente à conservação ambiental é o terceiro mais explorado (Figura 1). Em relação aos temas I e II, as publicações que tratam de aplicações à conservação ambiental distinguem-se por concentrarem predominantemente a aplicação de métodos elétricos, dentre os quais o de polarização induzida foi o mais utilizado, superando também a aplicação deste em outros eixos temáticos (Tabela 1).

Predominantemente, o método de polarização induzida foi aplicado na investigação de áreas contaminadas por compostos tais como hidrocarbonetos, etanol (Noel *et al*., 2016; Bücker *et al*., 2017; Sharma *et al*., 2017; Abbas *et al*., 2018) e também lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos (Wemegah *et al*., 2017). Com relação à investigação de áreas contaminadas por hidrocarbonetos, a aplicação de métodos de polarização induzida, principalmente a polarização induzida espectral, vem sendo estudada como uma alternativa, tendo em vista que a ocorrência desse tipo de composto orgânico, principalmente em fase livre, altera as propriedades microgeométricas na escala de poros e modifica a circulação das correntes, portanto induzindo mudanças nos parâmetros da polarização induzida espectral (Johansson, Fiandaca & Dahlin, 2015). Na temática relativa à conservação ambiental, destaca-se a aplicação de métodos resistivos, com aplicabilidade específica também voltada para a investigação de contaminação em subsuperfície (Abbas *et al.,* 2018; Grünhut, Bongiovanni & Osella, 2018; Rajab, El-Naqa & Al-Qinna, 2018) e caracterização de zonas cársticas (Cueto *et al*., 2018; Rajab, El-Naqa & Al-Qinna, 2018). Portanto, a temática da conservação ambiental é um dos temas de grande apelo no âmbito da aplicação de métodos geofísicos de superfície.

Ao notar que a problemática da caracterização de maciço de rejeitos sólidos situa-se dentro da temática da conservação ambiental e almejando ter um panorama mais amplo do Estado da Arte no que diz respeito à aplicação de métodos geofísicos dentro de tal problemática, fez-se o uso da base de dados *Web of Science* (WoS), que congrega mais de 20 mil revistas acadêmicas de alta qualidade. A estratégia para utilizar a base de dados WoS consistiu em utilizar a ferramenta de pesquisa avançada da base em questão, por meio da qual se podem buscar publicações, usando operadores lógicos, que abordem tópicos específicos. A busca realizada limitou-se a tópicos (TS) que atendessem à seguinte temática: *TS = {[(Landfill OR Dumpsite OR Open dump OR Dump OR Solid Waste OR Municipal Solid Waste OR MSW OR Rubbish)* ***AND*** *(Geophysics OR Geophysical)]* ***NOT*** *(Tailing OR Dam)}*. Em outras palavras, buscaram-se publicações cujos tópicos englobassem palavras chave relacionadas a maciço de resíduos e, concomitantemente, que apresentassem interseção com o campo de estudo da geofísica. Para refinar a pesquisa, foram excluídos os artigos que tratam da aplicação de métodos geofísicos à caracterização de barragens de rejeito (*tailing dams*), tendo em vista que tal temática se mostrou presente quando da utilização das palavras chave *Waste, Dump e Dumpsite*. Dentro da pesquisa realizada, almejou-se selecionar as publicações que possuíssem a particularidade de abordar a aplicação de métodos geofísicos para fins de caracterização de maciços de rejeitos em relação aos principais aspectos que afetam o seu reaproveitamento energético.

2.1 Aplicabilidade de Métodos Geofísicos para a Caracterização de Maciços de Resíduos para Aproveitamento Energético

Os resíduos dispostos em aterros apresentam uma heterogeneidade intrínseca e estão sujeitos a variações consideráveis entre diferentes cidades e países, tendo em vista as diferenças socioeconômicas; as estratégias de gestão integrada de resíduos adotadas em tais localidades e a interação entre os procedimentos operacionais adotados nos aterros e condições ambientais em que estes se situam. É reconhecido que localidades com padrões socioeconômicos distintos produzem resíduos com diferentes composições gravimétricas, e, portanto, potenciais ener-

géticos específicos. Além disso, a existência de diretrizes voltadas para a reciclagem também é um fator que modifica o potencial energético dos resíduos destinados a aterros, por promover alterações na composição gravimétrica dos resíduos gerados ou coletados. Uma vez dispostos, os resíduos estão sujeitos a procedimentos operacionais específicos e às condições ambientais locais, alterando a forma e a velocidade com que se degradam, o que se reflete também no seu potencial energético. Estes aspectos também influenciam a distribuição de umidade ao longo do maciço e a formação de gases em decorrência da biodegradação da matéria orgânica, fatores que afetam diretamente a cadeia de produção de energia por meio de resíduos.

Dessa maneira, nas seções seguintes são apresentadas as possíveis aplicações dos métodos geofísicos – na forma de estudos de caso – para a caracterização de maciços de resíduos em termos das propriedades e características mais relevantes relacionadas à valorização energética destes, a saber: arranjo geométrico da deposição dos resíduos; composição do maciço de resíduos; distribuição de umidade ao longo do maciço; zonas com acúmulo de gases.

2.2 Arranjo Geométrico da Deposição dos Resíduos

Um aspecto chave na caracterização de um maciço de resíduos para fins de recuperação energética deste é a delimitação de sua extensão, tanto vertical quanto horizontal, uma vez que somente assim se pode ter uma estimativa do volume ali disposto e, dessa maneira, do potencial energético referente a tal volume. Para essas aplicações, os métodos geofísicos de superfície mostram grande potencial pelo seu caráter não invasivo e capacidade de investigação multidimensional, em contraposição a métodos de investigação direta, os quais geralmente estão restritos a amostragens pontuais. Salienta-se que as operações de deposição em aterros sanitários estão vinculadas a um plano racionalizado de operação, e, em geral, são mantidos registros destas, de forma que o arranjo geométrico dos resíduos dispostos é normalmente bem determinado. Diferentemente, lixões e vazadouros a céu aberto são áreas onde o controle operacional é pequeno ou inexistente, incorrendo em um grande nível de incerteza acerca do arranjo geométrico dos resíduos.

As investigações geofísicas com aplicabilidade para fins de determinação do arranjo geométrico da deposição de resíduos baseiam-se no princípio de que os resíduos dispostos apresentam respostas físicas distintas com relação aos materiais naturais (solos e rochas) nos quais estão inseridos. Dentre as publicações analisadas, destaca-se a aplicação dos métodos elétricos. Frid *et al.* (2008) utilizaram o método de imageamento elétrico para estudar a disposição de resíduos em um aterro de Israel, cuja operação se estendeu de forma não controlada desde 1949 até 1999. Segundo os estudos geológicos realizados na área, os resíduos estão assentes sobre uma variedade de argilas moles com elevado grau de saturação. Pela confecção das seções invertidas de resistividade, os autores relataram dificuldade em realizar uma determinação minimamente apurada da extensão da deposição de resíduos, dada a similaridade do intervalo de variação dos valores de resistividade das argilas com alta saturação e dos resíduos com presença de lixiviados. Devido à tal constatação, os autores discretizaram a seção em intervalos de profundidade e foram computados o desvio padrão e o intervalo de confiança dos valores de resistividade compreendidos nestes intervalos. Devido à gênese dos materiais em subsuperfície, formulou-se a hipótese de que a interface solo-resíduo se apresenta como uma

interface que divide regiões de grande heterogeneidade (resíduos) e outra cuja variabilidade é menor (solo natural). Portanto, o intervalo de profundidade referente a essa interface é caracterizado por possuir elevadas taxas de variação do desvio padrão e intervalo de confiança de valores médios de resistividade, permitindo a sua estimativa de forma mais acurada. Avaliando-se perfurações realizadas no maciço, constatou-se que a interface solo-resíduo se encontrava a uma profundidade de aproximadamente -2 m a -3 m, enquanto que pela avaliação estatística da distribuição dos valores de resistividade tal interface foi inferida como estando a -2,5 m de profundidade (Frid *et al.,* 2008).

De forma geral, a utilização de métodos pautados na obtenção da resistividade elétrica dos materiais para a determinação da disposição dos resíduos fundamenta-se no princípio de que estes possuem valores de resistividade contrastantes com relação aos materiais naturais que os circundam. Por possuir uma grande dependência do conteúdo iônico da fase aquosa do meio em observação, a utilização da resistividade para o mapeamento de maciços de resíduos pode apresentar diversas incertezas (Gazoty *et al*., 2012b; Abdulrahman *et al*., 2016), uma vez que a composição química da fase fluída lixiviada, vulgarmente denominada de chorume, apresenta grande variabilidade. Ainda que um possível contraste possa ser observado entre o resíduo, contendo fase aquosa com alto teor iônico, e os demais materiais, a ocorrência de um nível freático interno ao maciço de resíduos pode adicionar incertezas na interpretação de sua extensão (Gazoty *et al*., 2012b). Portanto, a utilização exclusiva de métodos resistivos pode não ser suficiente para se ter uma clara definição da extensão do maciço de resíduos, dada a perda do contraste dos valores de resistividade quando os resíduos aterrados possuem resistividade elétrica similar aos materiais geológicos circundantes. A literatura recente mostra estudos em que a aplicação individual desses métodos não permitiria uma definição acurada da geometria do maciço de resíduos, necessitando, portanto, que outros métodos fossem utilizados de forma complementar (Gazoty *et al*., 2012a; Gazoty *et al*., 2012b; De Carlo *et al*., 2013; Yin *et al*., 2015). Gazoty *et al*. (2012a) aplicaram métodos de resistividade de corrente contínua (DC) e polarização induzida no domínio do tempo (TDIP) para delinear e caracterizar o aterro de resíduos de Hørløkke. Esse aterro é composto principalmente de resíduos domésticos e lodo de estações de tratamento, tendo sido operado de 1968 a 1978 de forma não controlada e com ausência de dispositivos de mitigação de impactos ambientais. A área de aproximadamente 10.000 m² foi descrita após a obtenção de 11 seções do terreno, nas quais foram realizadas aquisições de resistividade de corrente contínua e da polarização induzida com eletrodos espaçados a cada 5 m e utilizando-se um arranjo gradiente na aquisição dos dados. Na inversão dos dados de polarização induzida, utilizou-se o modelo de Cole-Cole para descrever a curva de decaimento de potencial, e o parâmetro M_0 de tal modelo (cargabilidade tomada no tempo $t = 0$) foi identificado como possuindo a melhor capacidade de indicação das áreas com presença de resíduos. As regiões com valores distintamente elevados de M_0 (100 a 500 mV/V) foram relacionadas aos resíduos, ocorrendo entre os limites laterais conhecidos do aterro e apresentando um considerável contraste com os materiais geológicos circundantes (areia e cascalho), que apresentaram valores baixos de M_0 (20 a 50 mV/V) (Figura 4). Fisicamente M_0 fornece a magnitude do efeito de polarização e, portanto, relaciona-se com a quantidade de elementos polarizáveis (Gazoty *et al*., 2012a). A Figura 4 indica uma das seções realizadas dentro do domínio do aterro, e é possível visualizar a boa concordância entre elevados valores de M_0 e as camadas de resíduos identificadas pelos furos de sondagem realizados ao longo da seção.

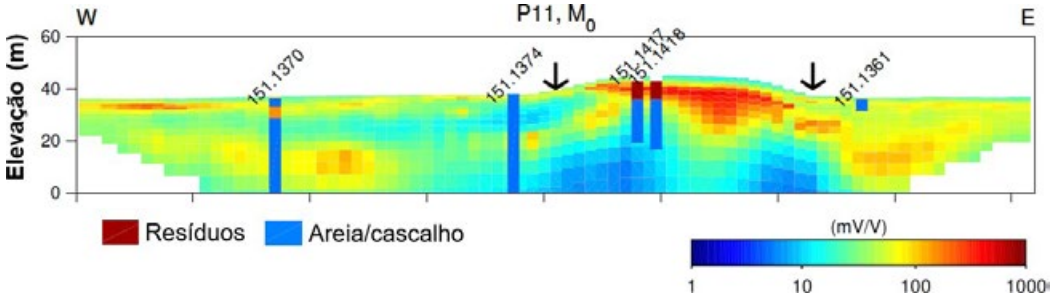


Figura 4. Seção de M_0 com os limites antecipados mostrados (setas pretas) e furos realizados em dois pontos do maciço. Adaptado de Gazoty *et al.* (2012)

De forma similar, Gazoty *et al.* (2012b) utilizaram também o método da resistividade DC e de polarização induzida no domínio do tempo (TDIP) aliado à perfilagem elétrica de precisão para o mapeamento interno de um aterro na Dinamarca, operado de forma não controlada entre 1950 e 1980 e contendo resíduos domiciliares e industriais. Ao todo, foram realizadas 15 seções de DC/TDIP, dentre as quais apenas uma localizava-se fora do domínio presumido do aterro, sendo utilizada como controle. Pela observação dos resultados gerados a partir da inversão das seções de DC/TDIP adquiridas em campo e a comparação destas com furos de sondagens realizados ao longo da seção adquirida, foi possível concluir que a estimativa da extensão do maciço, principalmente lateral, seria incompleta caso fossem utilizadas apenas as seções de DC. Uma das seções de resistividade (ρ) e cargabilidade (M_0) obtida é apresentada na Figura 5.

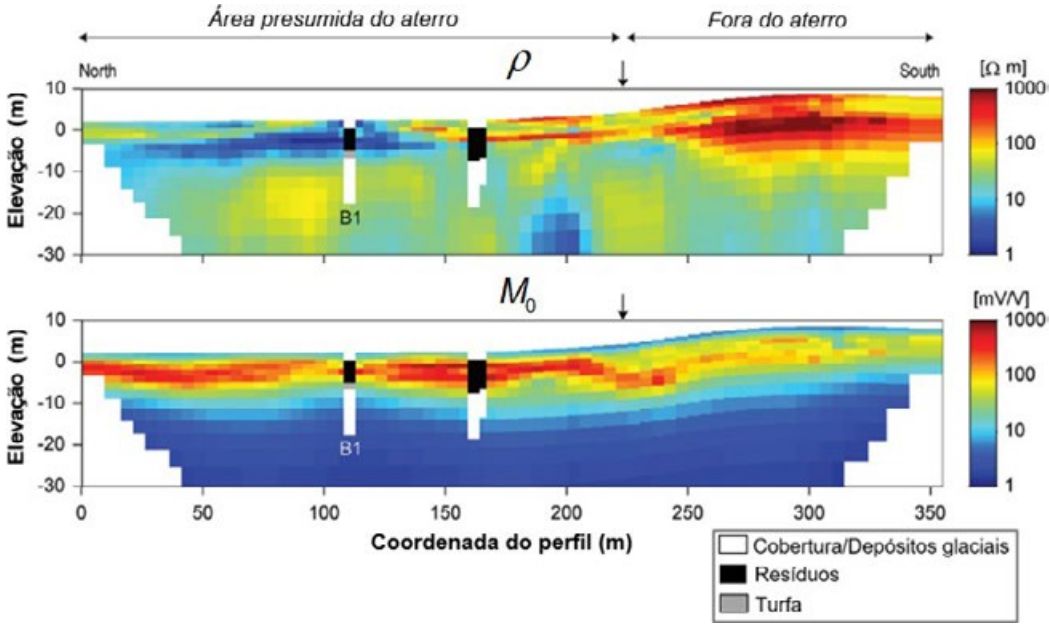


Figura 5. Comparação entre as seções de DC e TDIP para o mapeamento interno de um aterro. Adaptado de Gazoty *et al.* (2012b)

Fica evidenciado que a seção de DC (*q*) não permite a caracterização da porção de resíduos localizada a sul do furo B1, uma vez que é constatada uma resposta ambígua em relação à resistividade dos resíduos, apresentando comportamento pouco ou muito resistivo a depender, principalmente, do nível de saturação do aterro. Em contrapartida, a seção de M_0 apresenta uma resposta sistemática à presença de resíduos – valores elevados de M_0 (> 250 mV/V) – permitindo delineá-los tanto em profundidade quanto lateralmente (Gazoty *et* al., 2012b). De forma geral, resíduos com a presença de lixiviados são interpretados como zonas de baixa resistividade e alta cargabilidade, porém é possível que a mesma resposta seja obtida de solos argilosos saturados (Abdulrahman *et al*., 2016). Nesse sentido, e com o intuito de equacionar ambiguidades como estas, Elis *et al*. (2016) estudaram como o teor de argila afeta a resposta de polarização na presença de fases fluídas com diferentes níveis de salinidade. Evidenciou-se que na maioria dos casos há um acréscimo de cargabilidade com o aumento da condutividade do fluido, até um pico de cargabilidade, a partir do qual se observa um decréscimo e um comportamento estacionário quanto mais condutivo o fluido se torna. A cargabilidade apresentou comportamento diverso com o aumento do teor de argila, mas os valores são sempre relativamente superiores se comparados a aquisições realizadas sem a presença de argila. A normalização da cargabilidade pela resistividade – denominada de cargabilidade normalizada (*Mn)* – possibilitou identificar uma relação mais consistente (aproximadamente linear) entre *Mn e* a salinidade da fase fluída, e, portanto, pode ser utilizada para solucionar ambiguidades oriundas da avaliação conjunta de seções de eletrorresistividade e cargabilidade (Elis *et al.,* 2016).

Métodos geofísicos se fundamentam na aquisição de parâmetros físicos que caracterizam os materiais em subsuperfície e, portanto, a seleção desses métodos deve levar em conta as características físicas e geométricas presumidas para o aterro e sua região de implantação (Balia & Littarru, 2010). Dessa forma, não somente os métodos elétricos podem ser úteis na delimitação do maciço de resíduos. No contexto dos métodos sísmicos tradicionais (reflexão e refração), Gandolfo, Mondelli & Blanco (2013) utilizaram a sísmica de refração em conjunção ao método da eletrorresistividade em um aterro brasileiro contendo material inerte (resíduos de demolição), mas que anteriormente pode ter sido contaminado pela disposição de solos com contaminação por pesticidas organoclorados e outros compostos orgânicos. A identificação de profundidades com transição de camadas superiores mais resistivas – supostamente os resíduos de demolição – para camadas menos resistivas resultou na obtenção de um perfil com a espessura da camada de resíduos inertes. De forma complementar, obteve-se uma representação do perfil do aterro com base na transição entre camadas superiores de baixa velocidade sísmica e camadas inferiores de maior velocidade sísmica. Os perfis gerados de ambas as formas , conforme Figura 6, mostram alta correspondência entre si e se assemelham ao perfil natural da área gerado a partir da reconstituição topográfica com mapas antigos (Gandolfo, Mondelli & Blanco, 2013).

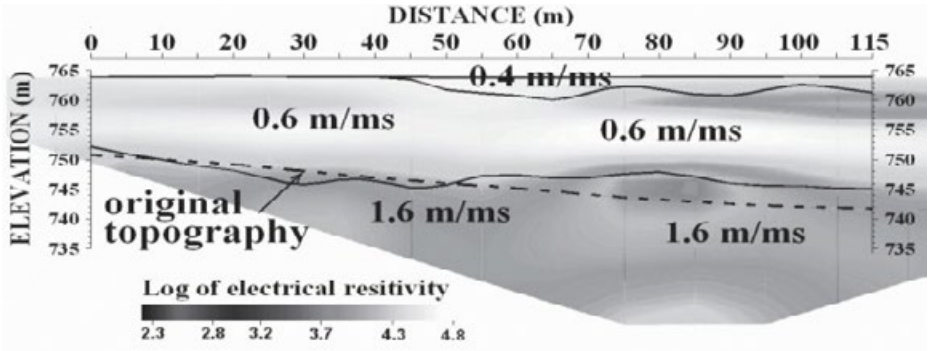


Figura 6. Seção de resistividade integrada à de velocidade da onda P (sísmica de refração) e topografia original obtida por mapas topográficos de alta resolução (Gandolfo, Mondelli & Blanco, 2013)

A literatura aponta ainda para a utilização de métodos de ondas sísmicas superficiais. Yin *et al*. (2015) relatam a utilização de métodos eletrorresistivos e de análise espectral de onda superficiais (*Spectral Analysis of Surface Waves* – SASW) na tentativa de estimar a profundidade até a qual os resíduos estão dispostos em um aterro operado de forma não controlada. Foram estudadas seções espaçadas de cinco metros ao longo de 100 m, e três seções perpendiculares a estas, espaçadas 50 m uma da outra. Devido às diferenças de grau de saturação – tendo em vista que a região era um mangue – e de densidade entre os resíduos e os materiais naturais, foi possível identificar possíveis profundidades nas quais se situavam a interface entre um e outro, avaliando-se os perfis de resistividade e da velocidade da onda cisalhante, respectivamente. A comparação entre as profundidades inferidas nos pontos onde as seções se cruzavam ortogonalmente permitiu inferir uma menor consistência dos resultados oriundos das seções de resistividade, o que, porém, não permite atestar que o SASW apresentou resultados mais acurados (Yin *et al*., 2015). Na mesma área e utilizando o método de análise multicanal de ondas superficiais (*Multichannel Analysis of Surface Waves* MASW) – uma técnica mais moderna que o SASW, Yin *et al*. (2017) puderam estimar a profundidade com a qual os resíduos encontravam-se dispostos com maior confiabilidade que os métodos eletrorresistivos aplicados concomitantemente.

Diante do exposto, a extensão da disposição dos resíduos e, por sua vez, a quantificação preliminar destes, podem ser efetivamente determinadas a partir da aplicação de métodos eletrorresistivos e sísmicos. A integração entre esses métodos é uma tendência observada para o fim mencionado, por permitir a redução das ambiguidades oriundas da intepretação individual dos resultados de cada um dos métodos. Devido a sua elevada abrangência espacial, é recomendável que os métodos mencionados sejam aplicados em uma fase de investigações exploratórias, permitindo obter uma primeira estimativa da extensão e geometria do maciço de resíduos. Dessa maneira, a aplicação de métodos diretos de investigações – existindo a demanda por estimativas mais detalhadas – torna-se mais efetiva e permite a calibração dos resultados dos métodos geofísicos aplicados.

2.3 Composição do Maciço de Resíduos

A composição do maciço de resíduos é efetivamente determinada por métodos diretos, em que há a retirada de amostras e posterior caracterização *in-situ* ou em laboratório. A utilização de métodos diretos, porém, pode não se justificar devido aos custos envolvidos. Considerando as propriedades físicas intrínsecas dos materiais que compõem o maciço, a aplicação de métodos geofísicos específicos pode ser de grande valia na inferência de informações acerca de sua composição. Abreu, Gandolfo & Vilar (2016) utilizaram métodos sísmicos para inferir aspectos relacionados à composição dos resíduos domiciliares dispostos em um aterro em São Carlos/SP operado de forma controlada de 1994 a 2011. Foram utilizados tanto os métodos de *crosshole* quanto o método multicanal de análise de ondas superficiais (MASW). Pela avaliação do perfil da onda cisalhante (S), obtido pelo método de *crosshole*, ao comparar com os demais estudos realizados em aterros sanitários, foi possível constatar que a diferença observada nos resultados aferidos pode ser um indício de um baixo quociente gravimétrico solo-resíduo e uma pequena energia de compactação durante a operação do aterro. Pelo perfil de velocidades da onda de compressão (P) obtida pelo mesmo método, houve indícios que apontaram para a necessidade de subdivisão do maciço em dois intervalos de profundidade. Esses intervalos se relacionavam com épocas de deposição distintas, segundo os relatórios operacionais do aterro, o que é reforçado também pelos resultados da análise de MASW (Abreu, Gandolfo & Vilar, 2016).

O grau de heterogeneidade dos resíduos dispostos é também um aspecto que pode ser estudado pela utilização de métodos geofísicos específicos. Resíduos de demolição são caracterizados por seu alto grau de heterogeneidade tanto em termos de propriedades físico-químicas quanto geométricas. Vargemezis *et al.* (2015) estudaram um aterro de resíduos de demolição em vias de recuperação a fim de caracterizá-lo para iniciarem as escavações. Pela aplicação do método de eletrorresistividade, foi possível identificar que a resposta física desses resíduos reflete com confiabilidade a sua heterogeneidade, o que foi confirmado com o início das escavações no local (Vargemezis *et al*., 2015). A Figura 7 mostra a ocorrência de zonas de alta resistividade (A) formando um contato inclinado com zonas de baixa resistividade. Durante a escavação, essa zona foi caracterizada como resíduo com granulometria próxima a cascalhos.

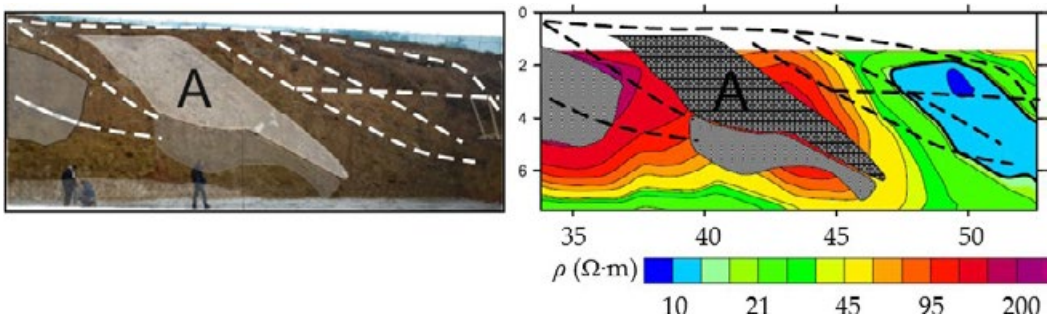


Figura 7. Seção resistividade comparada à fotografia realizada após o início das escavações. Adaptado de Vargemezis *et al.* (2015)

Com o intuito de mapear heterogeneidades em um aterro, Konstantaki *et al. (2014)* utilizaram a análise MASW e a sísmica de reflexão. A análise MASW não pôde avaliar as heterogeneidades com a resolução desejada para um maciço de resíduos, mas poderia resultar em resultados com melhor resolução caso o esquema de aquisição fosse especialmente adaptado para tal propósito. A sísmica de reflexão, por outro lado, possui maior resolução e confiabilidade, mas envolve uma aquisição mais custosa e um processamento mais complexo (Konstantaki *et al*., 2014). Uma relação empírica entre a velocidade da onda S e a densidade dos resíduos – derivada de medições independentes destes parâmetros realizadas em mais de 30 aterros sanitários – permitiu o mapeamento das densidades no interior do maciço por meio do perfil de velocidades da onda S obtido da sísmica de reflexão (Figura 8).

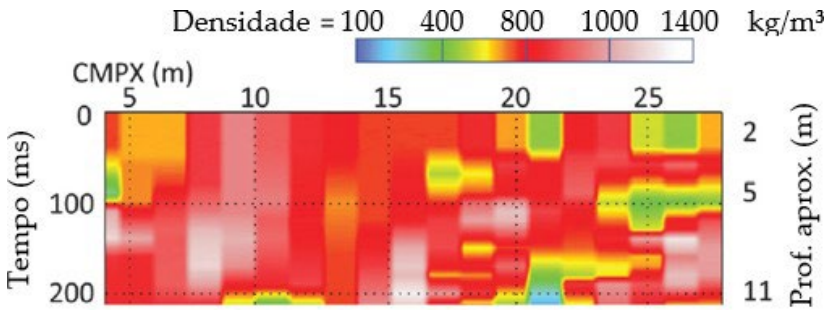


Figura 8. Distribuição das densidades no interior do maciço, derivadas da velocidade da onda cisalhante obtidas por sísmica de reflexão. Adaptado de (Konstantaki *et al.,* 2014)

Com foco especificamente para a mineração dos resíduos e o seu aproveitamento energético (mineração aprimorada de resíduos) Yannah *et al.* (2018) realizaram uma campanha geofísica contemplando métodos eletromagnéticos (*Frequency Domain Electro Magnetic* – FDEM e *Ground Penetration Radar* – GPR), de eletrorresistividade e de perfilamento magnético, tendo como um dos principais objetivos a identificação dos tipos de materiais dispostos no aterro (metais, plásticos, areia, pedras e madeira). A área estudada foi utilizada como principal destinação final dos resíduos da cidade de Hasselt, na Dinamarca, entre os anos de 1965 e 1976, recebendo tanto resíduos domiciliares quanto resíduos de demolição e operando de forma não controlada. Os resultados fornecidos pelo mapeamento realizado pelo FDEM permitiram a identificação de possíveis zonas com maior concentração de materiais metálicos (mais condutiva – σ = 20 a 80 mS/m) ou de materiais plásticos, borracha, vidro (menos condutiva – σ < 20 mS/m). O perfilamento magnético identificou anomalias magnéticas nas áreas onde presumidamente foram identificadas maiores concentrações de metais, dando maiores indícios disso, mas também ampliou a quantidade de áreas com prováveis alterações na concentração destes metais. Como um resultado secundário da interpretação das seções de GPR, figura a capacidade de identificação de padrões ocasionados pela presença de refletores com grande reflexividade, como metais. As anomalias magnéticas próximas à ocorrência desses padrões somaram evidências de que estes indicavam a presença de metais, o que foi confirmada pela escavação do material (Yannah *et al.,* 2018).

Os resíduos aterrados constituem-se de materiais de composições diversas, o que se traduz em propriedades físicas que resultam em respostas específicas mediante a aplicação de métodos geofísicos. Conforme apresentado, a aplicação de métodos eletrorresistivos pode ser realizada na identificação de zonas de distinta heterogeneidade, e, havendo alguma informação *a priori* acerca dos tipos de resíduos dispostos, é possível correlacioná-los espacialmente com essas zonas. Além disso, determinações quantitativas da densidade dos resíduos podem ser realizadas com bases em correlações empíricas entre a velocidade da onda de cisalhamento, fornecendo indícios da composição desses resíduos. Por fim, existem casos típicos onde a composição dos resíduos resulta em respostas facilmente detectáveis por métodos geofísicos. É o caso, por exemplo, de resíduos com alto teor metálico e os métodos magnéticos e eletromagnéticos.

2.4 Distribuição da Umidade ao Longo do Maciço

O reaproveitamento energético em maciços de resíduos necessariamente envolve processos de separação das parcelas que detêm poder calorífico daquelas que não os possuem, uma vez que os materiais são extraídos de forma não seletiva. A ocorrência de altos teores de umidade é apontada como um fator agravante da eficiência com que os processos de separação ocorrem. É também um fator que reduz a eficiência energética quando da aplicação de processos de valorização energética, como, por exemplo, a incineração (Komilis, Kissas & Symeonidis, 2014). Os teores de umidade volumétrico e gravimétrico podem ser precisamente calculados por meio de metodologias diretas de investigação, porém, devido a sua baixa representatividade espacial, essas metodologias podem não ser as mais adequadas para se ter uma noção abrangente das condições de umidade do maciço. Os métodos geofísicos, por outro lado, podem ser utilizados para suprir tal demanda. Em geral, considerando a literatura mais recente, constata-se que esses métodos podem ser aplicados de forma tanto qualitativa quanto quantitativa, na estimativa da distribuição da umidade ao longo do maciço.

Qualitativamente, a distribuição da umidade em um maciço de resíduos pode ser dada em termos de respostas físicas que indicam a saturação ou não de porções do maciço. Para os casos em que métodos elétricos são utilizados, pode-se fazer a diferenciação entre os fluidos presentes nos poros (Dahlin, Rosqvist & Leroux, 2010; Leroux, Dahlin & Rosqvist, 2010; Abdulrahman *et al*., 2016). Pela aplicação conjunta do método de eletrorresistividade e polarização induzida, Leroux, Dahlin & Rosqvist (2010) obtiveram as respostas elétricas do maciço de quatro aterros com conteúdos distintos, podendo identificar uma série de comportamentos de interesse, tais como: zonas de resíduos mais superficiais e com menor teor de umidade, possíveis acréscimos de umidade com a profundidade, trechos com ocorrência de lençol empoleirado, ocorrências de nível d'água interno ao maciço de resíduos e variações de salinidade dos fluidos. Essa identificação se deu em decorrência da avaliação dos perfis de eletrorresistividade, enquanto que os dados relativos à polarização induzida, interpretados na forma de seções de cargabilidade normalizada, forneceram indícios de outros aspectos, tal como a delimitação da extensão dos resíduos no subsolo (Leroux, Dahlin & Rosqvist, 2010). De modo similar, Abdulrahman *et al*. (2016) utilizaram a mesma associação de métodos geoelétricos e, baseando-se em intervalos possíveis de resistividade e cargabilidade compilados da literatura, adotam um esquema de classificação destes parâmetros em "baixa", "média" e "alta", de acordo com a Tabela 2.

Tabela 2. Valores de resistividade e cargabilidade como indicativos dos níveis de saturação, do tipo de fluido e de diferentes matrizes sólidas. Adaptado de Abdulrahman *et al.* (2016)

Meio	Resistividade	Cargabilidade
Mistura de lixiviado e resíduo	Baixa (<10 fi·m)	Alta (>70 ms)
Argila saturada (não contaminada)	Baixa (<10 fi·m)	Alta (>70 ms)
Resíduo não saturado	Alta (>1.000 fi·m)	Alta (>70 ms)
Solo não saturado	Alta (>1.000 fi·m)	Baixa (<20 ms)
Pluma de contaminação	Baixa (<10 fi·m)	Baixa (<20 ms)
Resíduo saturado (sem lixiviado)	Intermediária (30 – 150 fi·m)	Alta (>70 ms)
Solo saturado	Intermediária (30 – 150 fi·m)	Baixa (<20 ms)

Cabe ressaltar que não somente os métodos elétricos possuem aplicabilidade para o tópico em questão. Por exemplo, a velocidade das ondas P está sujeita a alterações pela presença de fluidos, uma vez que estes possuem a capacidade de transmitir esforços de compressão. Por outro lado, essa capacidade não está presente para o caso de esforços de cisalhamento e, sendo assim, as ondas S possuem baixa aplicabilidade para mapear a umidade do maciço (Nguyen *et al.*, 2018). Abreu, Gandolfo & Vilar (2016) investigaram, por meio de métodos sísmicos, um aterro que operou entre 1994 e 2004 como um aterro controlado e, a partir de então, foi operado como aterro sanitário, até 2011. Sabe-se que aterros sanitários possuem dispositivos diversos de mitigação de impactos ambientais, dentre os quais sistemas de drenagem interna do maciço, o que não se observa em aterros controlados. No caso, foram adquiridos dados sísmicos que permitiram a estimativa do perfil de variação da onda P com a profundidade, constatando-se que o aterro podia ser segmentado em dois intervalos de profundidade segundo os valores de velocidade da onda P, um superior e inferior, com menores e maiores velocidades, respectivamente. As velocidades maiores observadas na camada inferior podem ser um indício de que, dentre outros fatores, esta porção encontra-se com um maior teor de umidade, o que está de acordo com o fato de que as camadas inferiores (mais antigas) se referem a uma época em que o aterro era operado como aterro controlado, e, portanto, sem que a drenagem dos lixiviados fosse realizada (Abreu, Gandolfo & Vilar, 2016). Konstantaki *et al.* (2016) identificaram zonas de acúmulo de água ao longo do maciço de resíduos pela interpretação dos perfis de velocidade da onda P (V_P), da onda S (VS), da razão entre elas (VP/VS) e da densidade estimada empiricamente por VS. As zonas em questão possuem as seguintes características de forma concomitante: a) valores altos de VP em relação aos arredores; b) valores praticamente homogêneos de VS; c) uma elevada razão VP/VS em relação aos arredores; d) baixos valores de densidade aparente; e e) ocorrência de dispersões, nas seções sísmicas empilhadas de VS, por baixo destas zonas. A justificativa para a) e b) se sustenta no fato de que um contraste observado em VP , mas não observado em Vs , indica uma mudança em alguma propriedade que afeta VP , mas não afeta Vs, que foi hipotetizado como sendo o teor de umidade. A razão VP/VS ameniza ambiguidades entre efeitos de densidade e de módulos, e a relação entre VS e densidade aparente é não linear, o que justifica c) e d). Por fim, as ondas S são mais sensíveis a mudanças de rigidez, indicando que e) ocorre pela presença de camadas mais rijas sustentando as zonas de maior acúmulo de umidade (Konstantaki *et al.*, 2016). As zonas supracitadas são mostradas por hipérboles brancas na Figura 9.

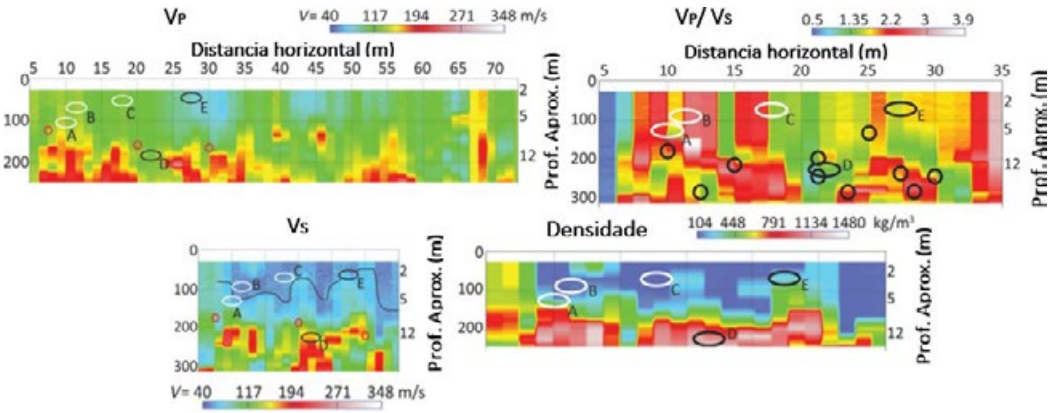


Figura 9. Perfis utilizados para estimativa de zonas com acúmulo de água em aterro (elipses brancas). Adaptado de Konstantaki *et al*. (2016)

Há casos, envolvendo um grau de processamento de dados mais complexo, em que a obtenção de medidas quantitativas da distribuição do teor de umidade em um maciço de resíduos foi possível. Dumont *et al*. (2016) realizaram uma tomografia de resistividade elétrica. Em um ponto dessa seção tomografada, por meio de um furo de sondagem, conduziram um perfilamento eletromagnético, uma retirada de amostras e algumas medições *in-situ* de temperatura. As amostras foram retiradas a cada dois metros e foram ensaiadas com relação ao teor gravimétrico de lixiviado, resistividade e densidade aparentes e a condutividade do lixiviado. As medições *in-situ* de temperatura foram realizadas ao longo do furo de sondagem, na medida em que o perfilamento eletromagnético foi conduzido. A estimativa da variação do teor de umidade com a profundidade foi realizada utilizando três fontes de dados distinta: a) os valores de resistividade aparente oriundos de ERT; b) os valores de resistividade aparente oriundos da perfilagem eletromagnética; e c) propriedades indiretas medidas em laboratório (temperatura, resistividade e densidade aparente, condutividade da fase líquida). Preliminarmente à estimativa, foi realizada a calibração dos parâmetros da equação que descreve a Lei de Archie, que é a relação petrofísica entre a resistividade aparente e o teor volumétrico e resistividade da fase líquida de um meio. Essa calibração foi realizada em laboratório pela reconstrução de amostras com diferentes teores volumétricos de lixiviado e medição da condutividade. Portanto, com a) e b), foram primeiramente calculados os teores volumétricos de lixiviado pela Lei de Archie e, em seguida, os teores gravimétricos foram estimados sabendo-se a densidade aparente dos resíduos. Com c) foi realizado o mesmo procedimento, porém corrigindo a resistividade aparente para a temperatura em campo medida durante a perfilagem eletromagnética. Os resultados gráficos de tais procedimentos são apresentados na Figura 10.

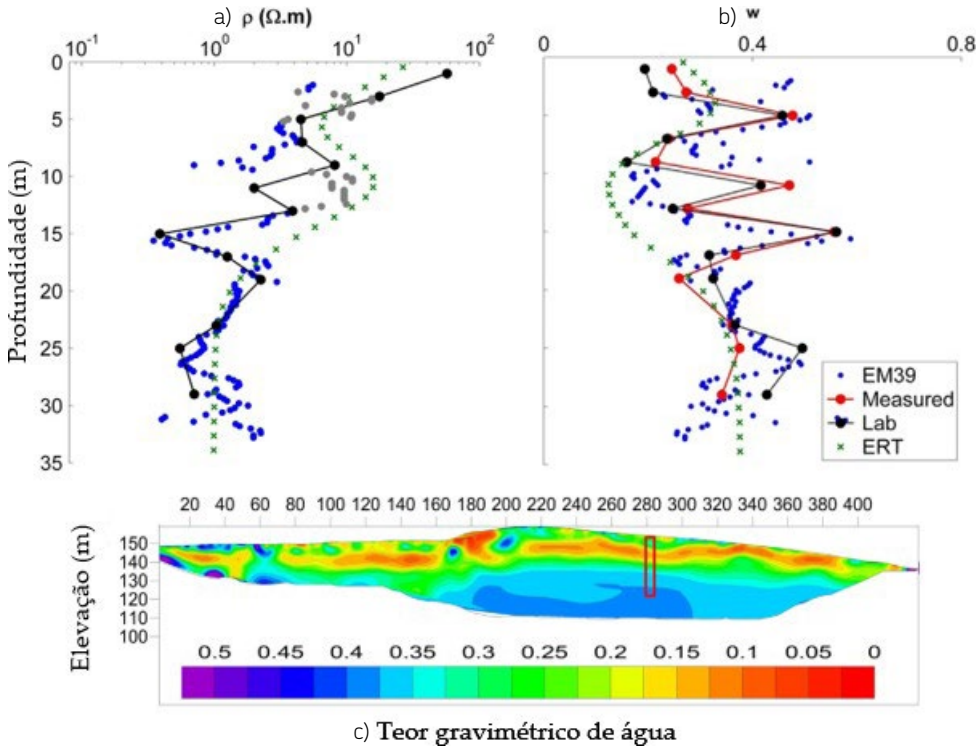


Figura 10. a) perfis de resistividade aparente medidos por ERT e perfilagem eletromagnética (EM39) e laboratoriais (Lab); b) estimativas de umidade gravimétrica obtida pelos perfis ERT e EM39 de a) e os dados de laboratório; e c) extrapolação para estimar o teor gravimétrico de água em todo o aterro. Adaptado de Dumont *et al.* (2016)

O teor de umidade dos resíduos representa um aspecto chave na quantificação do potencial de aproveitamento energético em áreas de disposição destes. Se por um lado o aumento da umidade pode acelerar a biodegradação da parcela orgânica e, consequentemente, a produção de biogás, esse mesmo aumento pode ocasionar uma diminuição considerável do poder calorífico dos resíduos. Sendo assim, a previsão das condições de umidade do maciço de resíduos pode representar um fator de tomada de decisão para a escolha das alternativas de aproveitamento energético. Tipicamente, a aplicação de métodos elétricos permite realizar inferências qualitativas acerca da distribuição da umidade ao longo do maciço, bem como da natureza da parcela aquosa (lixiviado de aterro ou água) que se configura como umidade nos resíduos. De forma similar, mas por princípios diferentes, os métodos sísmicos podem ser utilizados na identificação de anomalias das velocidades de ondas que se traduzem em zonas de possível acúmulo de líquidos. Por fim, registrou-se que é possível obter estimativas quantitativas dos teores de líquidos no maciço de resíduos a partir da aplicação de métodos eletromagnéticos e eletrorresistivos, desde que uma relação petrofísica entre os teores de líquidos e as variáveis físicas medidas por esses métodos possa ser estabelecida e devidamente calibrada.

2.5 Zonas com Acúmulo de Biogás

A presença de gases em aterros, do ponto de vista da recuperação energética dos resíduos dispostos, é um fator condicionante do planejamento operacional das escavações. Tal planejamento deve ser feito no sentido de que essas perturbações no terreno não devem propiciar a fuga de gases para a atmosfera, dado o potencial poluidor dos seus componentes, principalmente do metano. Por outro lado, em um contexto de hibridização de fontes energéticas – onde há a previsão de utilização destes gases também para produção energética – a capacidade de prever zonas com maiores concentrações de gases pode ser um fator maximizador da produção energética, uma vez que possibilita uma conciliação mais eficiente das possíveis matrizes energéticas previstas.

As medidas de resistividade podem apresentar indícios da presença de gases em maciços de resíduos em virtude de a presença destes poder alterar a temperatura, umidade e, possivelmente, a porosidade do material. Porém, a resistividade sozinha não pode ser traduzida diretamente nas concentrações de gases no maciço (Rosqvist *et al*., 2011). Em geral, porém, as zonas com anomalias de alta resistividade são interpretadas como possuindo acúmulo de gases (Iyoha *et al*., 2013; Tsourlos *et al*., 2014), pelo fato de que a pressão hidrostática exercida pelos gases induz a um aumento na dimensão dos poros (Çınar *et al*., 2016). Porém, em se tratando de um meio de tamanha heterogeneidade como um aterro de resíduos, a associação entre zonas de alta resistividade com o acúmulo de gases não pode ser tratada de maneira unívoca. Para tanto, Rosqvist *et al*. (2011) realizaram dois experimentos de monitoramento de larga escala de dados de resistividade, na tentativa de avaliar possíveis alterações temporais dessa propriedade que poderiam estar relacionadas à presença de gases. Constatando que um retrato pontual no tempo não pode diretamente relacionar anomalias de alta resistividade com zonas de acúmulo de gases, foi montada uma estação de aquisição de dados em cada um dos aterros. Essa montagem permitia a aquisição automatizada de nove linhas de eletrorresistividade com 20 m de comprimento e espaçadas de dois metros entre si, permitindo gerar um modelo tridimensional da área estudada. Em um período de uma semana foram realizadas 72 aquisições e, para cada célula do modelo tridimensional, foram computados os coeficientes de variação temporais dos valores de resistividade. Os resultados mostram que as áreas que apresentam anomalias de alta resistividade na primeira aquisição realizada e que, presumidamente, são áreas com concentração de gases, apresentam também, em grande parte, os maiores valores de coeficiente de variação, conforme apresentado na Figura 11. Em um dos aterros monitorados foram realizadas medições de emissão de metano por meio de varredura a *laser, e* verificou-se que as áreas com maior emissão coincidem com aquelas onde foram observados altos valores de resistividade e coeficientes de variação (Rosqvist *et al.,* 2011).

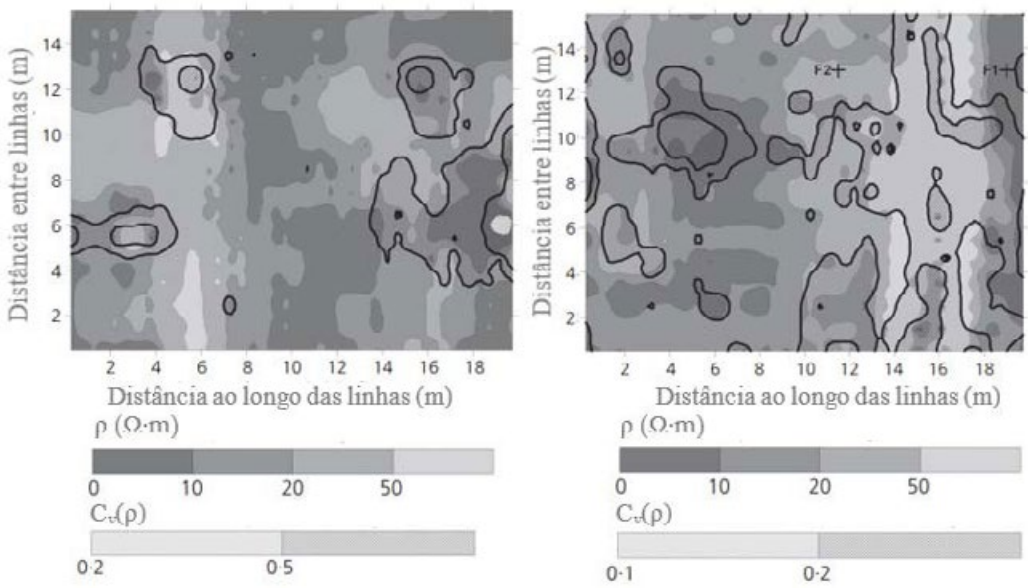


Figura 11. Medidas de resistividade (q) e coeficiente de variação (C_v) – isolinhas pretas – para os dois aterros monitorados. Adaptado de Rosqvist *et al.* (2011)

A abordagem de imageamento das respostas de resistividade ao longo de um intervalo de tempo é uma tendência observada para a inferência de zonas de acúmulo de gás ao longo de maciços de resíduos, tendo sido aplicada também por Johansson *et al.* (2011) utilizando o mesmo sistema de monitoramento proposto em Rosqvist *et al.* (2011). Em adição ao sistema de monitoramento proposto, foi instalado um pluviógrafo na área e foram realizadas medições de temperatura – contínuas no tempo e discretas no espaço – umidade do maciço e fluxo de metano – discretas no tempo e espaço. Na tentativa de entender as variações temporais de resistividade, os autores propuseram utilizar um parâmetro denominado de variação residual de resistividade, que representa a subtração entre a resistividade medida e aquela modelada de acordo com as temperaturas observadas *in-situ*, de forma que este resultado representa as variações de resistividade devido a fatores que não o de temperatura. Avaliando-se a variação de tal parâmetro, concluiu-se que ela está relacionada às variações de temperatura, mesmo que este parâmetro não leve em consideração a influência direta da temperatura na resistividade, pela modificação da mobilidade dos íons no solo (Figura 12). Os autores sugerem que a variação de temperatura influencia alguma variável que, por sua vez, afeta a resistividade do meio. No caso, uma hipótese é que, de acordo com a lei dos gases ideais, a variação de temperatura induz a uma variação na pressão dos gases dos poros, afetando, portanto, a sua geometria e, por conseguinte, a resistividade do material (Johansson *et al.,* 2011).

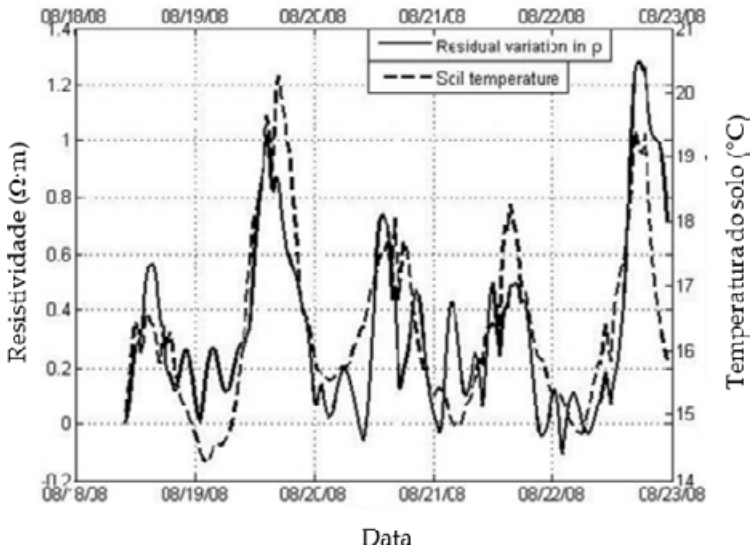


Figura 12. Variações na resistividade residual e temperatura do solo. Adaptado de Johansson et al. (2011)

Ainda, a variação da resistividade residual com profundidade, quando analisada em conjunto com os dados de precipitação registrados durante a aquisição, permite inferir que, ao infiltrar para camadas inferiores do maciço, a água precipitada força os gases para baixo, aumentando a sua pressão (e resistividade). Quando a água se infiltra para camadas cada vez mais profundas, o gás começa a ser forçado no sentido contrário, de baixo para cima, o que explica o aumento de fluxo de gás medido na superfície e o aumento da resistividade nas camadas mais superiores (Johansson *et al*., 2011). Pelas constatações supracitadas, nota-se que as condições atmosféricas afetam diretamente as variáveis físicas que controlam a resistividade aparente do meio. Em especial, a dinâmica dos gases é controlada por tais variáveis, o que acaba por afetar a resistividade aparente do meio.

Alternativamente, pode-se tentar relacionar o comportamento mecânico do meio com a presença dos gases em maciços de resíduos. Neste caso, Konstantaki *et al*. (2016) utilizaram métodos sísmicos (reflexão e MASW) para estimar a velocidade da onda P (VP), da onda S (VS) e a razão entre elas (VP/VS). Por meio desses dados, a densidade foi estimada empiricamente por VS e, a partir desse conjunto de informações, tentaram-se realizar inferências com relação à presença de zonas com acúmulo de fluidos (água/lixiviado e gases) no maciço. Por um raciocínio similar ao conduzido para determinação de zonas com acúmulo de água/lixiviado – já mencionado em 2.4 – as zonas onde potencialmente haveria acúmulo de gases apresentariam um baixo valor de VP com relação aos seus arredores, um valor quase inalterado ou ligeiramente acrescido de Vs, um baixo valor de VP/VS e de densidade. Na Figura 9, apresentada na seção 2.4, tais áreas correspondem às elipses preta D e E.

O entendimento da dinâmica dos gases em maciços de resíduos está sujeito a um elevado nível de incerteza, grande parte em virtude da heterogeneidade dos caminhos de fluxo pelos quais esses gases se movimentam e devido à observação de que essa dinâmica está fortemente condicionada às condições atmosféricas, que, por sua vez, apresentam grande variabilidade no tempo e espaço. A existência dos gases em maciços de resíduos promove alterações nas propriedades físicas desse meio, que podem ser detectadas por meio da aplicação de métodos

geofísicos específicos. Pela literatura pesquisada, identifica-se que esses métodos vêm sendo aplicados para a detecção de zonas com acúmulo de gases. A aplicação de métodos elétricos, por exemplo, em uma escala de tempo adequada, sugere que as variações temporais da resistividade aparente do meio podem estar relacionadas ao movimento e acúmulo desses gases. Essa constatação, porém, só se justifica quando as condições atmosféricas (temperatura, pressão e precipitação) da região em estudo são monitoradas, de forma que se possam distinguir as variações da resistividade aparente do meio em decorrência direta da mudança das condições atmosféricas daquelas devido à movimentação e acúmulo dos gases. Os métodos sísmicos – tendo a capacidade de detectar mudanças no comportamento mecânico do meio – também se mostraram adequados para tal fim, e com a vantagem de sofrerem menor influência das alterações das condições climáticas.

3. APLICAÇÃO DE MÉTODOS GEOTÉCNICOS PARA CARACTERIZAÇÃO DE SOLOS

A caracterização geotécnica vem sendo utilizada ao longo de vários anos para definir aspectos relevantes a respeito de determinados solos. O uso de tais ferramentas já é um padrão em diversas investigações e torna-se essencial para prevenir deslizamentos, determinar o fluxo de dispersão de contaminantes, estimar movimentos de massa, definir áreas prioritárias para cultivo agrícola, avaliar a eficiência de mecanismos e até mesmo para criar inovações tecnológicas na engenharia.

Na dissertação de Heidemann (2011), foram realizados ensaios laboratoriais de caracterização para um solo residual de granulito. Dentre os ensaios, destacam-se a caracterização física, difração de Raios-X, compressibilidade, expansibilidade, condutividade hidráulica e resistência ao cisalhamento. Tais procedimentos foram essenciais no estudo do solo em questão e tornaram possível uma comparação dessas propriedades com a ocorrência de movimentos gravitacionais de massa, auxiliando na investigação de desastres ambientais, bem como na previsão de deslizamentos futuros.

A caracterização geotécnica foi aplicada também por Toniolo (2016)) em seu trabalho desenvolvido no norte de Minas Gerais. Foram elaboradas análises de solo com e sem contaminação para avaliar o potencial dano causado pelo uso industrial da soda cáustica. Executaram-se análises mineralógicas e granulométricas, Ensaios de Compactação (Proctor), Índice de Suporte Califórnia, Limite de Liquidez, Limite de Plasticidade e Ensaio de Compressão Simples. Além disso, foram determinados os índices físicos e realizaram-se análises químicas em amostras de solo e água subterrânea. Todos os experimentos adotados foram essenciais para a definição de um diagnóstico do local de estudo.

No caso de Clemente *et al* (2014), os ensaios geotécnicos foram realizados para que se pudessem conhecer as propriedades físicas, químicas e classificar os solos da área de estudo. Essa área está localizada na região do Alto Paranaíba, no município de Rio Paranaíba, no estado de Minas Gerais (MG). Foram feitos ensaios de caracterização geotécnica, ensaios químicos e difração de raios-X. Os resultados tornaram possível a identificação do solo e de suas características, ajudando na definição dos passos necessários para o aprimoramento da produção agrícola local.

No trabalho de Amorim (2016), o foco foi solucionar problemas associados à drenagem urbana. As bacias de detenção e infiltração, utilizadas como dispositivos de aprimoramento da drenagem, frequentemente acumulam sedimentos carreados pelas chuvas. Isso gera a retenção de materiais finos e matéria orgânica, comprometendo a permeabilidade do solo das bacias, por meio do processo de colmatação. Esse processo faz com que a lagoa opere acima de sua capacidade, deixando de ser uma solução. Além disso, esse processo retarda a recarga do lençol freático e facilita a proliferação de mosquitos. A caracterização do solo da bacia propicia o desenvolvimento de estratégias voltadas para aquela situação em específico. Dessa forma, foram realizados ensaios de granulometria, índices físicos, coeficiente de permeabilidade *in situ* e teor de matéria orgânica, para avaliar o desempenho do dispositivo de drenagem.

Pode-se concluir, portanto, que os ensaios de caracterização geotécnica são amplamente utilizados, com diferentes objetivos. Entretanto, percebe-se que, em todos os trabalhos analisados, a definição das características do solo foram determinantes para se chegar a uma conclusão tecnicamente justificada a respeito de uma situação de interesse. No presente estudo, o foco é direcionado a trabalhos desenvolvidos em aterros de resíduos sólidos, portanto na próxima seção será dada mais atenção a essa área.

3.1 Aplicação de Métodos Geotécnicos para Caracterização de Maciços de Resíduos

Diversos trabalhos já foram desenvolvidos no âmbito da caracterização geotécnica de aterros sanitários. Muitos dos ensaios realizados têm papel de grande importância na tomada de decisão de qual tipo de remediação é mais adequado para um determinado local. Aqui serão apresentados trabalhos desenvolvidos nessa ótica, nos últimos 10 anos, bem como os métodos adotados por cada autor. O objetivo foi compilar as técnicas atualmente utilizadas para a caracterização de solos. Levando em consideração que a pesquisa está sendo desenvolvida no Brasil, cabe ressaltar que as técnicas adotadas para solos tipicamente brasileiros receberam maior destaque. Sabe-se que, de acordo com a literatura de mecânica dos solos, zonas tropicais, como a maior parte do território brasileiro, apresentam características típicas de solos não saturados, revelando comportamento mecânico e propriedades físico-químicas divergentes da mecânica dos solos tradicional.

O trabalho desenvolvido por Moreira *et al.* (2010) teve por objetivo caracterizar química e fisicamente um resíduo sólido submetido a diferentes períodos de adensamentos. Foram empregadas análises de massa específica do resíduo e da partícula, pH em água (1:2,5), carbono orgânico, espectrometria no infravermelho, titulação potenciométrica, concentração dos metais (Zn, Cd, Cu, Pb, Ni, Mg, Mn, Fe e Cr) e quantificação das substâncias húmicas. As amostras analisadas foram coletadas no antigo lixão da cidade de Visconde do Rio Branco, Minas Gerais. Os resíduos amostrados estavam há 15 anos e oito anos aterrados, e eles foram previamente secos, triturados e peneirados.

Obteve-se, como conclusão das análises realizadas, que o pH dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) era próximo à neutralidade, e as porcentagens de carbono orgânico e matéria orgânica foram altas; alta concentração de substâncias húmicas, com grupos tituláveis compatíveis com valores observados na literatura; o RSU mais antigo apresentou alto grau de humificação e alta capacidade de retenção de metais em relação ao RSU mais novo.

No estudo de Melo *et al*. (2010), foi realizado um monitoramento de uma área de despejo de RSU a partir da caracterização química, física e microbiológica. O solo foi definido como Latossolo Vermelho Distrófico Típico, contaminado por metais e com a presença de bactérias gênero *Bacillus* e *Pseudomonas*. Um ensaio com respirômetro identificou também um elevado grau de decomposição dos resíduos orgânicos do solo.

Os resultados obtidos na determinação do teor de metais foram comparados aos valores orientadores dispostos pela CETESB, sendo que todos os metais analisados apresentaram concentrações maiores do que as de prevenção, alguns ultrapassaram até mesmo as concentrações de intervenção. Os resultados das concentrações de metais variaram bastante de acordo com a heterogeneidade da área. Foram calculados também os valores de pH, capacidade de troca catiônica (CTC), teor de matéria orgânica, níveis de fósforo (P) e potássio (K), bem como o percentual de carbono orgânico total do solo em estudo.

O pH ficou próximo à neutralidade, e os valores de CTC confirmaram que a interação da matéria orgânica com os argilominerais e óxidos do solo alterava as cargas superficiais. A quantidade de matéria orgânica aumentou junto com o percentual de carbono, seguindo o esperado na análise química. A análise física tornou possível a classificação do solo, e a microbiológica ajudou na quantificação das bactérias presentes no solo.

Na Índia, Ramaiah, Ramana, & Datta (2017) realizaram um estudo de propriedades físicas e mecânicas dos Resíduos Sólidos Urbanos retirados de dois lixões localizados em Delhi. Foram feitos ensaios de compressibilidade mecânica e resistência ao cisalhamento. Um baixo valor de taxa de compressão foi associado à baixa presença de elementos mais compressíveis, como plástico, papel e tecidos e ao alto percentual de materiais inertes. Foi analisado também um banco de dados relacionado à resistência ao cisalhamento de estudos desenvolvidos em 18 países.

Concluiu-se do estudo que os RSU mais próximos à superfície se constituíam de cerca de 60% a 80% de solo. A quantidade de papel e plástico foi considerada muito baixa, sendo tal característica atribuída à adoção de políticas de reciclagem pelos governos e pelos cidadãos locais. Com o aumento da densidade, a resistência ao cisalhamento dos RSU também aumentou.

Também na Índia, Lakshmikanthan *et al*. (2018) desenvolveram trabalho de caracterização física, bioquímica e de engenharia de resíduos gerados em Bangalore. Foi utilizado um bioreator anaeróbico de escala de laboratório para monitoramento do recalque, da geração de gás e de chorume. Foram quantificados fatores como teor orgânico, carbono e nitrogênio. Os resultados do biorreator tornaram possível concluir que os RSU têm alto conteúdo biodegradável e potencial de biometano. O RSU é propenso a grandes recalques e possui parâmetros de resistência ao cisalhamento comparáveis aos publicados na literatura.

Da Silveira (2014) elaborou uma análise focalizada na contaminação por lodo de esgoto. Durante o processo, foi necessário definir as características do solo em questão, bem como a sua resistência. Foram realizadas análises químicas, de permeabilidade, compactação, ensaios de cisalhamento, limite de plasticidade, teor de umidade, pH, massa específica dos grãos, curva característica, resistência a compressão.

Da caracterização do solo, foi possível conhecer as diferentes classes de solos do local de estudo – Estação de Tratamento de Esgoto ETE Samambaia/Melchior – Brasília, Distrito Federal. Alguns fatores apontaram para um solo de maior potencial de contaminação. Por se tratar de uma argila siltosa, é um bom material para confecção de liner compactado. As características químicas revelaram uma baixa quantidade de elementos, o que influencia na capacidade de sorção do solo.

No lixão de Cárceres, Mato Grosso, foi desenvolvido um estudo por Alcântara (2010) para definição da composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos e caracterização química do solo da área de disposição. Foram determinados os teores de metais pesados e desenvolvidas análises de fertilidade do solo, referentes a pH em água, matéria orgânica, fósforo, potássio, entre outros. As amostras selecionadas eram de diferentes áreas e profundidades.

A partir dos dados produzidos, foi possível definir o tipo de solo (Argiloso Vermelho- Amarelo, Distrófico), uma condição de infertilidade do local e uma baixa capacidade de retenção de metais catiônicos, devido à natureza arenosa do solo. Os teores de metais pesados encontrados estavam abaixo dos limites de referência estabelecidos pelo estado de São Paulo, podendo ser uma provável consequência do intemperismo.

No estudo de recalques, Denardin (2013) desenvolveu uma pesquisa para o aterro sanitário da central de resíduos do Recreio - Minas do Leão, Rio Grande do Sul. Foram aplicados cinco modelos de compressibilidade a partir de uma base de dados de monitoramento do local. Tais modelos foram descritos e analisados quanto à qualidade dos dados de retorno.

Outros trabalhos foram pesquisados para a elaboração do presente estudo, de forma a tornar possível a elaboração da Tabela 3, em que estão descritos os ensaios encontrados durante a busca. Para uma melhor visualização, as informações foram classificadas em ordem de relevância: os ensaios que foram aplicados pela maior parte de estudos encontram-se no topo, enquanto aqueles menos convencionais foram postos no final da tabela. Os ensaios que haviam sido desenvolvidos por apenas um autor foram excluídos da tabela, tendo em vista que o objetivo é estabelecer quais são as análises mais relevantes.

Dentre os trabalhos citados na Tabela 3, estão todos aqueles previamente descritos, bem como os trabalhos desenvolvidos por: Jesus (2012), Golçalves *et al.* (2016), Benvenuto *et al.* (2010), Hernández-Nazario *et al.* (2018), Kaartinen *et al.* (2013), Zhou *et al.* (2014), Porras *et al.* (2013), Quaghebeur *et al.* (2013), Gutiérrez-Gutiérrez *et al.* (2015), (Wolfsberger *et al.*, 2014) e (Yargicoglu *et al.*, 2015).

Tabela 3. Ensaios mais relevantes dos estudos analisados

	Moreira *et al*, 2010	Melo *et al*, 2010	Ramaiah, 2017	Lakshmikanthan, 2017	Silveira, 2014	Jesus, 2016	Denardin, 2013	Golçalves *et al*, 2016	Benvenuto *et al*, 2010	Alcântara, 2010	Alcântara *et al*, 2010	Hernandez-Nazario *et al*, 2018	Kaartinen *et al*, 2013	Zhou *et al*, 2014	Porras *et al*, 2013	Quaghebeur *et al*, 2018	Gutiérrez-Gutiérrez *et al*, 2015	Wolfsberger *et al*, 2014	Yargicoglu *et al*, 2014	
Concentração de metais	1	1			1					1			1		1	1	1	1	1	11
Gravimetria										1	1	1	1	1	1	1	1	1		9
pH	1	1			1					1			1		1				1	8
Compressibilidade			1	1	1		1								1					5
Matéria orgânica		1		1	1				1											5
Condutividade Hidráulica/ Condutividade				1		1							1						1	4
Granulometria		1			1								1		1					4
Análises microbiológicas		1			1						1									3
Carbono orgânico	1														1	1				3
Compactação				1	1			1												3
Índices físicos				1	1										1					3
Nitrogênio					1											1				3
Permeabilidade					1	1		1												3
Resistência ao cisalhamento			1	1	1															3
Teor de umidade					1							1				1				3
Capacidade de retenção de umidade												1			1				1	3
Densidade												1			1				1	3
Fósforo										1										2
Massa específica do solo	1				1															2
Previsão de recalques							1				1									2
Potencial calorífico														1		1				2

4. CONCLUSÕES

O aterramento de resíduos resulta na formação de feições antrópicas que contemplam uma mistura de materiais naturais (solos) e resíduos de origens e composições diversas, as quais foram denominadas de forma geral neste capítulo como maciço de resíduos. Tradicionalmente, os métodos de investigação em subsuperfície são divididos em diretos e indiretos.

Os métodos geofísicos são os principais representantes de métodos indiretos de investigação, sendo ferramentas multidisciplinares que possuem aplicações para fins variados. Para a grande variedade de usos a que se destinam, os métodos que empregam princípios elétricos e sísmicos possuem ampla aplicação. Especificamente, a caracterização de maciços de resíduos é uma dessas aplicações, e, dentro desta, foram identificados quatro aspectos principais que são determinantes para a previsão dos potenciais de reaproveitamento dos materiais contidos no maciço ou de geração de energia a partir destes: a) arranjo geométrico da disposição dos resíduos; b) composição dos resíduos; c) teor de umidade dos resíduos; e d) zonas de acúmulo de gases. Para o estudo e avaliação de cada um desses aspectos foram apresentados os principais métodos geofísicos aplicados na literatura recente, a forma com que foram aplicados e os resultados que foram obtidos. Em geral, para todos esses aspectos os métodos elétricos e sísmicos têm uma aplicabilidade típica, e em alguns casos a integração entre estes pôde fornecer evidências mais precisas do aspecto em estudo, como para a). Os resultados da aplicação da geofísica para determinar b), c) e d) são, em geral, qualitativos, mas possuem elevada representatividade espacial, o que lhe confere grande potencial para ser aplicada em fases exploratórias de investigação, permitindo uma alocação de recursos mais eficiente para investigações diretas. Diante disso, foi possível concluir que os métodos geofísicos são alternativas de investigações indiretas com grande capacidade de fornecer dados e informações para fins de aproveitamento energético em maciços de resíduos, mas não excluem a necessidade de realizar investigações diretas.

Investigações geotécnicas são métodos diretos frequentemente utilizados para caracterizar o subsolo. De forma similar aos métodos geofísicos, as investigações geotécnicas possuem um amplo campo de aplicação, tais como o estudo de desastres ambientais (movimentos gravitacionais de massa), o aprimoramento agrícola, e, mais comumente, o apoio a obras civis. No contexto de investigações geotécnicas para caracterização de maciços, ressalta-se que estas investigações se prestam primordialmente a: a) determinar o comportamento mecânico de solos e resíduos; b) caracterizar fisicamente e quimicamente os solos e resíduos; e c) avaliar a contaminação em solos. Presume-se que a aplicação de investigações geotécnicas para fins de b) e c) possuem grande relevância para a caracterização de maciços de resíduos em termos do potencial de reaproveitamento dos materiais que os compõem. Para desempenhar tais atividades, há a necessária locação de instalações físicas, cuja integridade está condicionada às características do maciço de resíduos salientadas em a).

REFERÊNCIAS

[1] ABBAS, M. *et al.* (2018). *Geophysical and geochemical characterisation of a site impacted by hydrocarbon contamination undergoing biodegradation*, *Near Surface Geophysics*. Wiley Online Library, 16(2), p. 176–192.

[2] ABDULRAHMAN, A. *et al.* (2016). *Characterization of active and closed landfill sites using 2D resistivity/IP imaging: case studies in Penang*, Malaysia, *Environmental Earth Sciences*, 75(4), p. 1–17. doi: 10.1007/s12665-015-5003-5.

[3] ABREU, A. E. S.; GANDOLFO, O. C. B.; VILAR, O. M. (2016). *Characterizing a Brazilian sanitary landfill using geophysical seismic techniques*, *Waste Management*. PERGAMON-ELSEVIER SCIENCE LTD, 53, p. 116–127. doi: 10.1016/j.wasman.2016.03.048.

[4] ALCÂNTARA, A. (2010). *Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do municipio de Cáceres-MT*.

[5] AMORIM, J. (2016). *Caracterização geotécnica do solo em lagoa de infiltração em início de utilização.*

[6] BALIA, R.; LITTARRU, B. (2010). *Geophysical experiments for the pre-reclamation assessment of industrial and municipal waste landfills*, *Journal of Geophysics and Engineering*. IOP Publishing, 7(1), p. 64–74. doi: 10.1088/1742-2132/7/1/006.

[7] BAZIN, S. *et al.* (2018). *Resistivity and chargeability survey for tunnel investigation: a case study on toxic black shale in Norway*, *Near Surface Geophysics*, 16(1), p. 1–11.

[8] BENEDETTO, A. *et al.* (2015). *Mapping the spatial variation of soil moisture at the large scale using GPR for pavement applications*, *Near Surface Geophysics*, 13(3), p. 269–278.

[9] BENVENUTO, C.; CIPRIANO, M. (2010). *Modelo reológico de comportamento de resíduos e aterros sanitários, segundo critérios de projeto e operação atuais no Brasil.*

[10] BHARADWAJ, P. *et al.* (2017). *A shear-wave seismic system using full-waveform inversion to look ahead of a tunnel-boring machine*, *Near Surface Geophysics*, 15(3), p. 210–224.

[11] BOSMANS, A. *et al.* (2013). *The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: A technology review*, *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, 55, p. 10–23. doi: 10.1016/j.jclepro.2012.05.032.

[12] BÜCKER, M. *et al.* (2017). *An analytical membrane-polarization model to predict the complex conductivity signature of immiscible liquid hydrocarbon contaminants*, *Near Surface Geophysics*, 15(6), p. 547–562.

[13] CARDARELLI, E. *et al.* (2018). *Three-dimensional reconstruction of a masonry building through electrical and seismic tomography validated by biological analyses*, *Near Surface Geophysics*, 16(1), p. 1–13.

[14] DE CARLO, L. *et al.* (2013). *Characterization of a dismissed landfill via electrical resistivity tomography and mise-à-la-masse method*, *Journal of Applied Geophysics*. PO BOX 211, 1000 AE AMSTERDAM, NETHERLANDS: ELSEVIER SCIENCE BV, 98, p. 1–10. doi: 10.1016/j.jappgeo.2013.07.010.

[15] CERCATO, M.; DE DONNO, G. (2018). *Focusing on soil-foundation heterogeneity through high-resolution electrical and seismic tomography*, *Near Surface Geophysics*, 16(1), p. 1–12.

[16] ÇINAR, H. *et al.* (2016). *Application of two geophysical methods to characterize a former waste disposal site of the Trabzon-Moloz district in Turkey*, *Environmental Earth Sciences*. 233 SPRING ST, NEW YORK, NY 10013 USA: SPRINGER, 75(1), p. 1–16. doi: 10.1007/s12665-015-4839-z.

[17] CLEMENTE, A. D. *et al. (2014). Caracterização química e geotécnica de um solo do cerrado para fins agrícolas, 1*, p. 1–24.

[18] CUETO, M. *et al.* (2018). *Karst-induced sinkhole detection using an integrated geophysical survey: a case study along the Riyadh Metro Line 3 (Saudi Arabia)*, *Near Surface Geophysics*, 16(3), p. 270–281.

[19] DAHLIN, T.; LOKE, M. H. (2018). *Underwater ERT surveying in water with resistivity layering with example of application to site investigation for a rock tunnel in central Stockholm*, *Near Surface Geophysics*, 16(3), p. 230–237.

[20] DAHLIN, T.; ROSQVIST, H.; LEROUX, V. (2010). *Resistivity-IP mapping for landfill applications*, *first break*, 28(8).

[21] DEHGHANNEJAD, M. *et al.* (2017). *High-resolution reflection seismic imaging for the planning of a double-train-track tunnel in the city of Varberg, southwest Sweden*, *Near Surface Geophysics*, 15(3), p. 226–240.

[22] DENARDIN, G. (2013). *Estudo dos recalques do aterro sanitário da central de resíduos do Recreio – Minas do Leão/RS*.

[23] DOLL, W. E.; MILLER, R. D.; BRADFORD, J. (2012). *The emergence and future of near-surface geophysics*, *The Leading Edge*. Society of Exploration Geophysicists, 31(6), p. 684–692.

[24] DUMONT, G. *et al.* (2016). *Gravimetric water distribution assessment from geoelectrical methods (ERT and EMI) in municipal solid waste landfill, Waste Management*. THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND: PERGAMON-ELSEVIER SCIENCE LTD, 55(SI), p. 129–140. doi: 10.1016/j.wasman.2016.02.013.

[25] ELIS, V. R. *et al.* (2016). *Application of induced polarization and resistivity to the environmental investigation of an old waste disposal area*, *Environmental Earth Sciences*, 75(20), p. 1338. doi: 10.1007/s12665-016-6157-5.

[26] ERTEL, J.-P.; NIEDERLEITHINGER, E.; GROHMANN, M. (2016). *Advances in pile integrity testing*, *Near Surface Geophysics*, 14(6), p. 503–512.

[27] FRID, V. *et al.* (2008). *Evaluation of landfill disposal boundary by means of electrical resistivity imaging*, *Environmental Geology*. 233 SPRING STREET, NEW YORK, NY 10013 USA: SPRINGER, 53(7), p. 1503–1508. doi: 10.1007/s00254-007-0761-3.

[28] GANDOLFO, O. C. B.; MONDELLI, G.; BLANCO, R. G. (2013). *The use of geophysical methods to investigate a contaminated site with organochlorine*, in *Geotechnical and Geophysical Site Characterization: Proceedings of the 4th International Conference on Site Characterization ISC-4*. Taylor & Francis Books Ltd, p. 1375–1380.

[29] GAZOTY, A. *et al.* (2012). *Application of time domain induced polarization to the mapping of lithotypes in a landfill site*, *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(6), p. 1793–1804. doi: 10.5194/hess-16-1793-2012.

[30] GAZOTY, A. *et al.* (2012). *Mapping of landfills using time-domain spectral induced polarization data: the Eskelund case study*, *Near Surface Geophysics*, 10(6), p. 575–586.

[31] GOLÇALVES, F. *et al. (2016). Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário*, (1996), p. 5–14. doi: 10.4322/dae.2016.018.

[32] GRÜNHUT, V.; BONGIOVANNI, M. V.; OSELLA, A. (2018). *Using surface-downhole ERT for detecting contaminants in deep aquifers due to exploitation of oil reservoirs*, *Near Surface Geophysics*. Wiley Online Library, 16(5), p. 559–571.

[33] GUTIÉRREZ-GUTIÉRREZ, S. C. *et al.* (2015). *Rare earth elements and critical metal content of extracted landfilled material and potential recovery opportunities*, *Waste Management*, 42, p. 128–136. doi: 10.1016/j.wasman.2015.04.024.

[34] HEIDEMANN, M. (2011). *Caracterização geotécnica de um solo residual de granulito envolvido em uma ruptura de talude em Gaspar - SC*.

[35] HERNÁNDEZ-NAZARIO, L.; BENÍTEZ-FONSECA, M.; BERMÚDEZ-TORRES, J. M. (2018). *Caracterización físico-química de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos del vertedero controlado en el Centro Urbano Abel Santamaría de Santiago de Cuba*, p. 369–379.

[36] IYOHA, A. *et al.* (2013). *2D resistivity imaging investigation of solid waste landfill sites in Ikhueniro Municipality, Ikpoba Okha Local Government Area, Edo State, Nigeria*, *Journal of Resources Development and management*, 1, p. 65–69.

[37] JESUS, L. S. D. E. (2012). *Estudo da permeabilidade dos solos de fundação do aterro de Resíduos Sólidos Urbanos de Bauru/SP*.

[38] JIAO, Y.-Y. *et al.* (2015). *Prediction of tunneling hazardous geological zones using the active seismic approach*, *Near Surface Geophysics*, 13(4), p. 333–342.

[39] JOHANSSON, S. *et al.* (2011). *An alternative methodology for the analysis of electrical resistivity data from a soil gas study*, *Geophysical Journal International*. Blackwell Publishing Ltd Oxford, UK, 186(2), p. 632–640.

[40] JOHANSSON, S.; FIANDACA, G.; DAHLIN, T. (2015). *Influence of non-aqueous phase liquid configuration on induced polarization parameters: conceptual models applied to a time- domain field case study*, *Journal of Applied Geophysics*. Elsevier, 123, p. 295–309.

[41] JONES, P. T. *et al.* (2013). *Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review*', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, 55, p. 45–55.

[42] KAARTINEN, T.; SORMUNEN, K.; RINTALA, J. (2013*). Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining*, *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, 55, p. 56–66. doi: 10.1016/j.jclepro.2013.02.036.

[43] KASSARIE, K. *et al.* (2017). *Identifying and mitigating against potential seafloor and shallow drilling hazards at a complex Gulf of Mexico Deepwater site using HR3D seismic and AUV data*, *Near Surface Geophysics*. Wiley Online Library, 15(4), p. 415–426.

[44] KOMILIS, D.; KISSAS, K.; SYMEONIDIS, A. (2014). *Effect of organic matter and moisture on the calorific value of solid wastes: An update of the Tanner diagram*, *Waste Management*, 34(2), p. 249–255. doi: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.023.

[45] KONSTANTAKI, L. A. *et al.* (2014). *Characterization of a heterogeneous landfill using seismic and electrical resistivity data*, *Geophysics*. Society of Exploration Geophysicists, 80(1), p. EN13- EN25.

[46] KONSTANTAKI, L. A. *et al.* (2016). *Wet and gassy zones in a municipal landfill from P- and S-wave velocity fields*, *Geophysics*. GeoScienceWorld, 81(6), p. EN75-EN86. doi: 10.1190/geo2015-0581.1.

[47] LAKSHMIKANTHAN, P.; SUGHOSH, P.; SIVAKUMAR BABU, G. L. (2018). *Studies on Characterization of Mechanically Biologically Treated Waste from Bangalore City*, *Indian Geotechnical Journal*. Springer India. doi: 10.1007/s40098-018-0296-4.

[48] LEGAZ, A. *et al.* (2011). *Mapping the Eskelund landfill using time-domain spectral induced polarization data*, *CLIWAT newsletter*, 10(Issue 5), p. 5–6. doi: 10.3997/1873-0604.2012046.

[49] LEROUX, V.; DAHLIN, T.; ROSQVIST, H. (2010). *Time-domain IP and resistivity sections measured at four landfills with different contents*, in *Near Surface 2010-16th EAGE European Meeting of Environmental and Engineering Geophysics*.

[50] MELO, E. *et al. (2010). Monitoramento da atenuação natural do solo de cobertura em um aterro de Resíduos Sólidos Urbanos em Passo Fundo, RS,* p. 5–16.

[51] MONRIGAL, O.; DE JONG, I.; DUARTE, H. (2017). *An ultra-high-resolution 3D marine seismic system for detailed site investigation*, *Near Surface Geophysics*, 15(4), p. 335–345.

[52] MOREIRA, D. *et al. (2010). Determinação das caracteristicas de resíduo sólido urbano aterrado,* (April).

[53] NGUYEN, F. *et al.* (2018). *Managing past landfills for future site development: A review of the contribution of geophysical methods*, in *Proceedings of the 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining*, p. 27–36.

[54] NOEL, C. *et al.* (2016). *Suitable real-time monitoring of the aerobic biodegradation of toluene in contaminated sand by spectral induced polarization measurements and CO2 analyses*, *Near Surface Geophysics*, 14(3), p. 263–273.

[55] PLATI, C.; GEORGIOU, P.; LOIZOS, A. (2016). *A comprehensive approach for the assessment of HMA compactability using GPR technique*, *Near Surface Geophysics*, 14(2), p. 117–126.

[56] PORRAS, Á.; CORTES, N.; DUARTE, M. (2013). *Determinación de propiedades físico-químicas de los materiales agregados en muestra de escombros en la ciudad de Bogotá d. c.*

[57] QUAGHEBEUR, M. *et al.* (2013). *Characterization of landfilled materials: Screening of the enhanced landfill mining potential*, *Journal of Cleaner Production*, 55, p. 72–83. doi: 10.1016/j.jclepro.2012.06.012.

[58] RAJAB, J. A.; EL-NAQA, A.; AL-QINNA, M. (2018). *Hydrogeophysical characterization of shallow light non-aqueous phase liquid contamination at a karst aquifer*, *Near Surface Geophysics*. Wiley Online Library, 16(6), p. 643–662.

[59] RAMAIAH, B. J.; RAMANA, G. V.; DATTA, M. (2017). *Mechanical characterization of municipal solid waste from two waste dumps at Delhi, India*, *Waste Management*. Elsevier Ltd. doi: 10.1016/j.wasman.2017.05.055.

[60] RONCZKA, M.; WISÉN, R.; DAHLIN, T. (2018). *Geophysical pre-investigation for a Stockholm tunnel project: joint inversion and interpretation of geoelectric and seismic refraction data in an urban environment*, *Near Surface Geophysics*, 16(3), p. 258–268.

[61] ROSQVIST, H. *et al.* (2011). *Mapping landfill gas migration using resistivity monitoring*, *Waste and Resource Management*. ICE Publishing Ltd., 164(1), p. 3–15.

[62] SHARMA, S. *et al.* (2017). *Specific polarizability of sand–clay mixtures with varying ethanol concentration*', *Near Surface Geophysics*, 15(6), p. 615–624.

[63] DA SILVEIRA, L. (2014). *Aspectos geotécnicos e ambientais para a disposição adequada de lodo de esgoto*.

[64] SIMYRDANIS, K. *et al.* (2015). *Surface-to-tunnel electrical resistance tomography measurements*,

[65] *Near Surface Geophysics*, 13(4), p. 343–354.

[66] TONIOLO, G. (2016). *Caracterização geotécnica e ambiental de solo contaminado por soda cáustica em unidade industrial do Norte de Minas Gerais*.

[67] TOSTI, F. *et al.* (2016). *GPR analysis of clayey soil behaviour in unsaturated conditions for pavement engineering and geoscience applications*, *Near Surface Geophysics*, 14(2), p. 127–144.

[68] TSOURLOS, P. *et al.* (2014). *DC geoelectrical methods applied to landfill investigation: case studies from Greece*, *first break*, 32(8), p. 81–89.

[69] VARGEMEZIS, G. *et al.* (2015). *3D electrical resistivity tomography technique for the investigation of a construction and demolition waste landfill site*, *Studia Geophysica et Geodaetica*. 233 SPRING ST, NEW YORK, NY 10013 USA: SPRINGER, 59(3), p. 461–476. doi: 10.1007/s11200-014-0146-5.

[70] WEMEGAH, D. D. *et al.* (2017). *Spectral time-domain induced polarisation and magnetic surveying - An efficient tool for characterisation of solid waste deposits in developing countries*, *Near Surface Geophysics*. PO BOX 59, 3990 DB, HOUTEN, 00000, NETHERLANDS: EAGE, 15(1), p. 75–84. doi: 10.3997/1873-0604.2016048.

[71] WOLFSBERGER, T. *et al.* (2014). *Landfill mining – Case study - Characterization and treatment of excavated waste from Austrian sanitary landfill sites and estimation of the resource potential*.

[72] YANNAH, M. *et al.* (2018). *Geophysical exploration of an old dumpsite in the perspective of enhanced landfill mining in Kermt area, Belgium*, *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*. Springer, p. 1–13.

[73] YARGICOGLU, E. N. *et al.* (2015). *Physical and chemical characterization of waste wood derived biochars*, *Waste Management*. Elsevier Ltd, 36, p. 256–268. doi: 10.1016/j.wasman.2014.10.029.

[74] YIN, K. *et al.* (2015). *Mapping refuse profile in Singapore old dumping ground through electrical resistivity, s-wave velocity and geotechnical monitoring*, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 233 SPRING ST, NEW YORK, NY 10013 USA: SPRINGER, 94(3), p. 275–281. doi: 10.1007/s00128-014-1427-y.

[75] YIN, K. *et al.* (2017). *Multiple geophysical surveys for old landfill monitoring in Singapore*, *Environmental Monitoring and Assessment*. VAN GODEWIJCKSTRAAT 30, 3311 GZ DORDRECHT, NETHERLANDS: SPRINGER, 189(1). doi: 10.1007/s10661-016-5722-4.

[76] ZHOU, C. *et al.* (2014). *Characteristics and the recovery potential of plastic wastes obtained from landfill mining*, *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, 80, p. 80–86. doi: 10.1016/j.jclepro.2014.05.083.

CAPÍTULO 9

Aproveitamento Energético do Gás Metano e Mineração

Hugo Mesquita
Antonio Cesar Pinho Brasil Junior

Sistema de remoção de siloxanos por adsorção (dois tanques)

RESUMO

Para o aproveitamento energético do gás metano oriundo de aterros de resíduos urbanos em usinas é necessário o tratamento do gás antes de sua conversão energética. Embora o gás de aterro seja composto majoritariamente de carbono e metano, o gás de aterro possui traços de outros compostos que podem prejudicar o ambiente e também o processo de conversão energética, além de altos teores de umidade e de dióxido de carbono. Dessa forma, são mostradas no capítulo alternativas para o pré-processamento do gás de aterro, bem como seus custos e benefícios para adequação deste para processamento. Dependendo do estado do gás de aterro, diversas soluções de tratamento são possíveis ou mesmo o gás pode estar em um estado pobre (baixo teor de metano) que torne a conversão energética inviável financeiramente. A composição do biogás e o conteúdo energético também afetarão a escolha do equipamento para a utilização do biogás.

Assim como existem diversas opções para o tratamento do gás de aterro, existem diversas alternativas para o aproveitamento energético do gás. Para definir qual o modelo mais apropriado para a situação, as propriedades de biogás terão um impacto significativo na seleção de tecnologia para conversão em calor ou eletricidade. A composição do gás pode limitar ou excluir diversos tipos de tecnologias, como o custo de manutenção para motores recíprocos aumenta com o aumento da concentração de H_2S, motores a gás e microturbinas são mais resistentes aos compostos de enxofre e aos menores óxidos de nitrogênio, e em células a combustível a limpeza extensiva do biogás é necessária. A opção por determinada tecnologia de conversão se dá através de estudos da composição do gás e das alternativas locais econômicas de cada processo. Seja por caldeiras, que é a maneira mais comum e simples de usar o biogás, por motor de combustão interna, cogeração CHP, motores Stirling, células de combustível, turbinas a gás ou microturbinas, não há uma tecnologia claramente superior às outras em todas as situações. A diversidade das necessidades dos usuários de biogás significará que um mercado para cada tecnologia será provável.

1. INTRODUÇÃO

A conversão energética do gás de aterro, após sua extração, é efetuada pela liberação de sua energia térmica na queima reativa em câmaras de combustão de motores ou turbinas. O gás de aterro, tal como extraído, é fruto do processo de decomposição da matéria orgânica que compõe os resíduos sólidos depositados em subsolo. Sua formação em subsolo é descrita pelas reações químicas anaeróbicas apresentadas no capítulo 1 (processo de metanogênese anaeróbica). A composição química típica do gás é apresentada na Tabela 1, cujas faixas de valores de concentração são baseadas em relatos na literatura (ver Eklund *et al*., 1998; Themelis & Ulloa, 2007; Terraza & Willumsen, 2009, por exemplo). Seu poder calorífico, em torno de 16 MJ/Nm^3, é calculado principalmente com base no teor de metano, o principal gás combustível para fins energéticos, cujo poder calorífico é de 35,8 MJ/Nm^3.

Embora boa parte do volume de gás de aterro seja composta por dióxido de carbono e metano, alguns traços gasosos merecem uma atenção particular, tendo em vista seus potenciais de formação de poluentes atmosféricos, bem como pelos seus efeitos sobre integridade de materiais que compõem o sistema. Nesse sentido, o gás de aterro deve ser pré-processado antes de sua queima. Esta etapa (LFG[1] *Cleaning and upgrading*) visa proporcionar os seguintes indicadores quanto à qualidade do gás (Knabael & Reinhold, 2003; Gis, Wojciech & Samson-Brek, 2012; Sun *et al*., 2015):

- **redução do teor de umidade:** em subsolo, o gás de aterro encontra-se distribuído na matriz porosa do solo, compartilhando o volume dos poros com a solução aquosa do chorume. No processo de extração, parte do chorume é carreado junto com o gás, que também se encontra praticamente saturado de vapor d'água em sua composição. A secagem do gás é um procedimento necessário e é efetuada em equipamentos nas unidades de pré-processamento. Parte do líquido é também extraída diretamente em drenos e reservatórios de contenção na tubulação do sistema de extração;
- **remoção de traços gasosos:** em instalações de gás de aterro, um processamento prévio para a proteção de sistemas é implementado no sentido de remover siloxanos (compostos orgânicos de silício com radicais SiOx), compostos sulfurosos (em geral H_2S), amônia (NH_3) ou ainda os demais compostos orgânicos voláteis (VOC). Estes compostos são fortemente danosos à integridade de motores ou turbinas, apresentando um forte poder de corrosão de suas partes ou ainda sendo responsáveis pela deposição de óxidos sobre suas superfícies internas (Kuhn *et al*., 2017); e
- **redução do teor de dióxido de carbono:** ao reduzir o CO_2, o processamento do gás de aterro proporciona maior poder calorífico no volume de gás, modificando, assim, sua gradação (ou teor) de purificação (UK-EA, 2004).

Tabela 1. Componentes gasosos do gás de aterro (Themelis & Ulloa, 2007)

Componente	Composição típica (% em volume, base seca)
Componentes principais	
Metano (CH_4)	40-70
Dióxido de carbono (CO_2)	30-60
Componentes secundários	
Nitrogênio (N_2)	3-5
Oxigênio (O_2)	0.5-1.0
Monóxido de carbono (CO)	0-0.5
Hidrogênio (H_2)	0-5
Traços gasosos	
Sulfeto de hidrogênio (H_2S)	0-400 ppm
Amônia (NH_3)	0-5 ppm
Compostos orgânicos voláteis	0-100 ppm

1 LFG – *Landfill gas* (gás de aterro)

As unidades de pré-processamento do gás de aterro são necessárias no sentido de garantir confiabilidade e qualidade do suprimento de gás combustível para o processo de conversão, garantindo a integridade de instalações com custos de manutenção adequados, bem como os padrões de emissões compatíveis com normas ambientais vigentes (Knabael & Reinhold, 2003; Sun *et al.*, 2015). Nesse sentido, o fluxo de aproveitamento de gás de aterro pode ser ilustrado no diagrama da Figura 1, no qual são caracterizados os diferentes níveis de purificação do gás visando a sua aplicabilidade na cadeia de aproveitamento.

Neste capítulo, serão revisados os processos de purificação do gás de aterro e as tecnologias para a produção de eletricidade, com foco na queima em motores de combustão interna, turbinas e microturbinas a gás. A adequação das tecnologias das máquinas térmicas para a conversão da energia, a partir do uso de gás de aterro, está associada aos diferentes tipos de pré-processamento necessários ao uso conveniente do volume de gás disponível. O uso direto do gás de aterro, após sua extração, é limitado a um pequeno número de aplicações, tendo em vista seu baixo poder calorífico e os componentes nocivos presentes em sua composição. Nesse sentido, o Estado da Arte de tecnologias de utilização energética de gás de aterro e o avanço tecnológico na área compõem as rotas tecnológicas adequadas ao moderno arranjo de usinas, visando ao aproveitamento eficiente e ambientalmente compatível deste potencial energético.

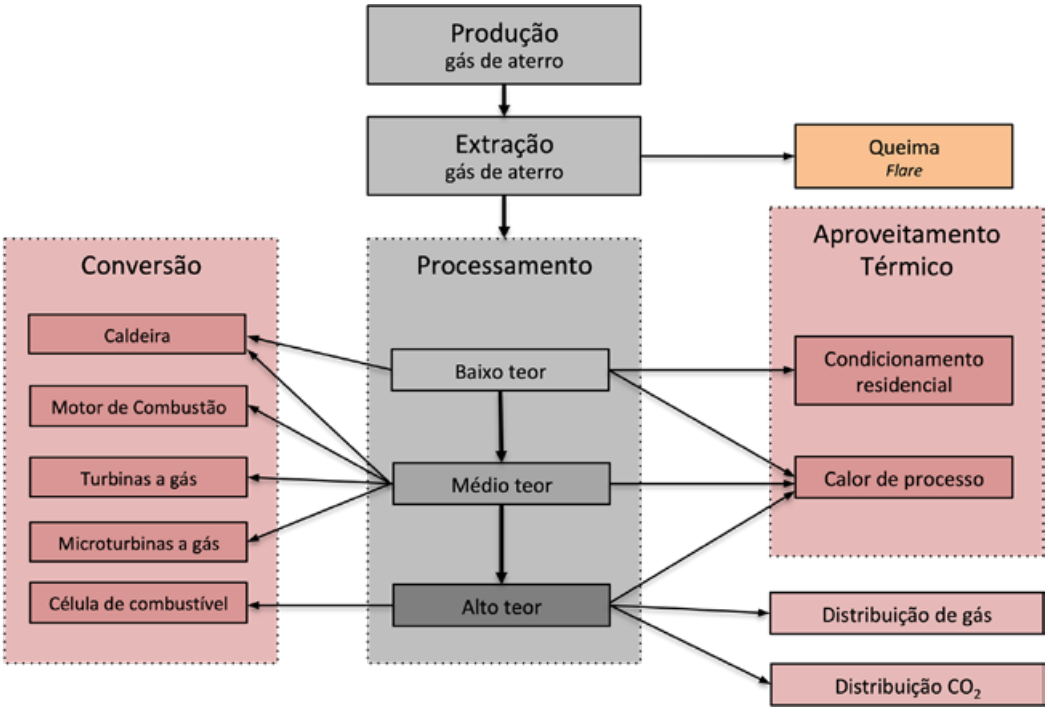


Figura 1. Aproveitamento de gás de aterro adaptado de Conestoga-Rogers, 2004

2. TECNOLOGIAS DE PROCESSAMENTO DE GÁS DE ATERRO

Uma visão geral do fluxo dos processos de purificação do gás é apresentada na Figura 2. A eficiência da retirada dos diferentes compostos caracteriza um teor de purificação (baixo, médio ou alto). Em cada etapa, rotas tecnológicas diferentes vêm sendo disponibilizadas para os processos de separação, utilizando princípios químicos, físicos ou mesmo biológicos, para obtenção de teores desejados a partir do gás bruto extraído.

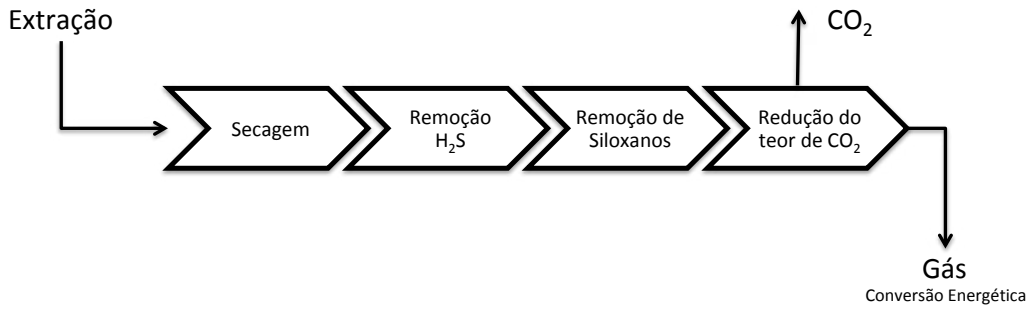


Figura 2. Processamento do gás de aterro

Os equipamentos para processamento e purificação de gás de aterro baseiam-se em princípios físico-químicos os quais determinam as bases dos processos de separação de gases (Sun *et al.*, 2015):

a. **lavagem de gás com água (*water scrubbing*):** neste processamento, a mistura de gases que compõem o gás de aterro é simplesmente submetida a um fluxo de água pulverizada, proporcionando um troca de massa pelo processo de absorção. Dessa maneira, alguns compostos são diretamente absorvidos pela água (e.g. CO_2 e H_2S). Infelizmente, a água também absorve o metano, e, portanto, neste tipo de estratégia parte do gás combustível é também absorvida;
b. **absorção física (*scrubbing*):** neste tipo de processo, o gás é parcialmente absorvido por soluções de compostos químicos absorventes em meio aquoso, mediante troca por lavagem do gás. Este processo de absorção também pode ocorrer com uso de substâncias na fase sólida (*adsorção*), retendo CO_2, H_2S e demais compostos;
c. **absorção química:** neste processo, compostos gasosos reagem com soluções aquosas (*wet absortion*) ou com compostos na fase sólida (*dry absortion*), formando produtos que podem ser posteriormente neutralizados para descarte no meio ambiente, ou, como em grande parte dos processos, serem reformados por energia térmica suplementar;
d. **adsorção com balanço de pressão (*PSA – Pressure swing adsortion*):** neste processo, a adsorção ocorre com a modificação de pressão, cujo valor é seletivamente determinado pelo conjunto de substâncias envolvidas no processo de adsorção, tendo em vista sua dimensão molecular (Wu *et al.*, 2015; Augelletti, Conti & Annesini, 2017). Em ambiente pressurizado (sobre pressão ou vácuo), o mecanismo de adsorção é intensificado;

e. **adsorção com balanço de temperatura (*TSA – Thermal swing adsortion*):** tal como no processo PSA, o processo de adsorção é efetuado conjuntamente com a variação de temperaturas das substâncias adsorventes;
f. **separação criogênica:** através de processos de redução de pressão e temperatura em níveis criogênicos, gases podem ser separados em sua fase vapor ou líquida (Yousef *et al.*, 2018);
g. **tecnologia de membranas:** tecnologias de membranas estão associadas à interação molecular seletiva de gases com superfícies compostas de materiais que retêm seletivamente compostos gasosos. Trata-se de rotas tecnológicas com forte desenvolvimento na atualidade, envolvendo um aporte de conhecimento avançado da tecnologia de novos materiais em nano e microescalas. Como este tipo de abordagem vem sendo aplicada em separação de compostos líquidos, suspensões ou misturas gasosas, observa-se uma grande perspectiva para uso e aplicação desta tecnologia em sistemas de purificação de gás de aterro (Ebner & Ritter, 2009; Favvas *et al.*, 2017); e
h. **separação biológica:** processos bioquímicos de separação de gases são relatados na literatura. Neste tipo de rota tecnológica, microrganismos (algas, fungos etc.) proporcionam a absorção e transformação de gases, separando-os do metano residual (Omar & Rohani, 2015; Ramaraj & Dussadee, 2015).

Os processos acima podem compor arranjos tecnológicos próprios ou combinados, de forma que o produto final pode apresentar um teor desejado de biometano para fins energéticos. Nesse sentido, as estratégias tecnológicas dos processamentos de gás de aterro devem envolver algumas etapas, tais como ilustradas na Figura 2.

2.1 Processamento Primário: Secagem do Gás

A presença de água no gás de aterro, auferida pelo seu teor de umidade, deve ser controlada de forma a estabelecer uma qualidade desejada do gás, reduzindo seu poder de corrosão e aumentando o poder calorífico. A redução da umidade do gás deve ser efetuada de duas formas diferentes: (i) no processo de extração e transporte, através de dispositivos instalados ao longo da tubulação do gás, do poço à unidade de processamento, utilizando drenos e reservatórios; (ii) em uma unidade de retirada de umidade através de troca de massa por absorção da água ou de sua condensação através da refrigeração.

A instalação de drenos e reservatórios, para a retirada de condensado na tubulação de transporte do gás de aterro, é uma importante condicionante técnica do projeto dos sistemas de extração de gás. Diversos textos atentam à necessidade da elaboração de projetos de transporte que prevejam convenientemente a separação e tratamento do condensado (Conestoga-Rogers, 2004; UK-EA, 2004).

Unidades de secagem do gás são disponíveis no mercado e utilizam mecanismos primários associados às seguintes rotas tecnológicas:

i. **secagem do gás por absorção:** onde o gás perde água na lavagem em solução de trietilenoglicol (ou outras substâncias higroscópicas). Alguns equipamentos utilizam secagem por adsorção por substâncias sólidas – geralmente sais (e.g. sílica-gel). A reforma da substância higroscópica é efetuada pelo seu aquecimento e secagem; e
ii. **secagem por condensação:** unidades de resfriamento condensam a água pela redução da temperatura do volume de gás. Estas unidades geralmente são compostas por equipamentos de refrigeração por compressão, ou mesmo, aproveitando rejeito térmico, por ciclos de refrigeração por absorção. Após o resfriamento, o gás é novamente aquecido.

O condensado do gás de aterro em geral é formado por água e por chorume. Portanto, o recolhimento do volume deste deve ser direcionado à unidade de processamento de chorume da planta, ou em alguns casos de volta ao subsolo.

O processo de redução da umidade do gás é em geral denominado de processo primário de pré-tratamento. Trata-se de uma etapa importante para estabelecer um padrão de qualidade energética do gás, e proporcionar um condicionamento para as etapas posteriores de tratamento visando à retirada das parcelas do volume de gás, não combustíveis, tal como apresentadas na Figura 2. Em algumas instalações, após a secagem de gás (por absorção ou no condensador), um separador de partículas ou gotículas é utilizado (e.g. ciclone ou filtros), reduzindo, assim, a presença em processamento primário de algum material de residual sólido ainda presente no gás.

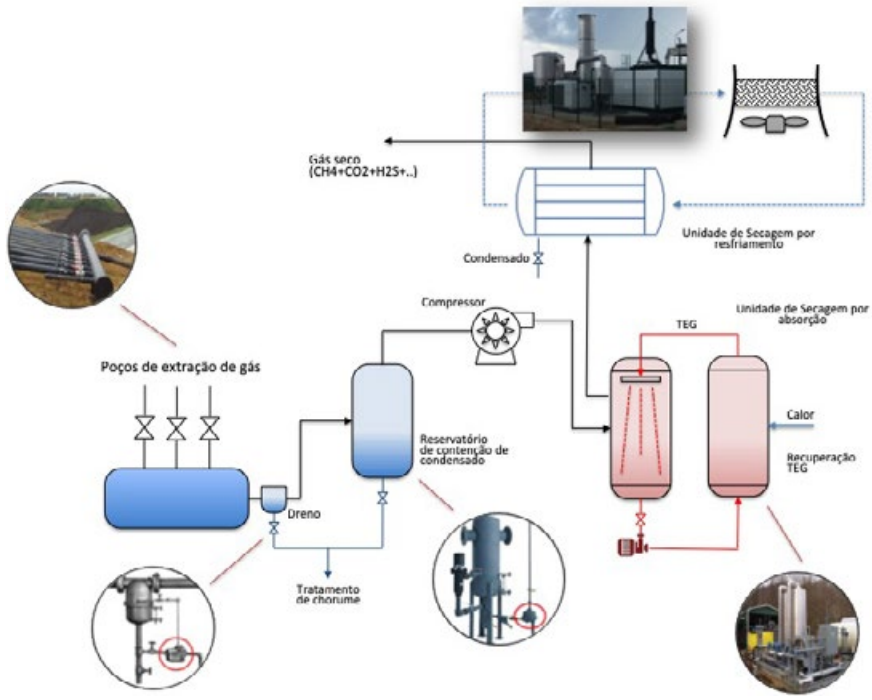


Figura 3. Secagem de gás por absorção com TEG (trietilenoglicol) com módulo adicional de resfriamento e condensação

2.2 Processamento Secundário – Dessulfurização

A retirada do enxofre, em geral em forma de H_2S, pode ser obtida pelos seguintes procedimentos:

i. **troca reativa em meio seco (*dry scrubbing*):** o fluxo de gás passa por uma matriz metálica (e.g compostos ricos em ferro), onde enxofre é retido diretamente pela oxidação do metal. Este tipo de processo é bastante eficiente, com baixo custo operacional;
ii. **lavagem em meio úmido (*wet scrubbing*):** o enxofre reage em solução aquosa de diversos solventes (e.g. soda cáustica). Este tipo de equipamento é adequado a unidades com médio e alto fluxo de gases. Alguns outros solventes especiais são disponíveis no mercado, sendo capazes de serem reformados; e
iii. **processo de adsorção:** o enxofre é adsorvido por substâncias tais como carvão ativado, sílica, alumina, zeolites ou alguns óxidos metálicos. O mecanismo de adsorção pode ser melhorado com o balanço de pressão (*PSA – Pressure Swing Adsortion*), aumentando, assim, a eficiência do processo (Mescia *et al.*, 2011; Gis, Wojciech & Samson-Brek, 2012). Alguns fornecedores combinam processos de dessulfurização com processos de separação para outros compostos (VOC ou siloxanos), utilizando estratégias PSA.

A redução do enxofre no gás proporciona menor poder corrosivo ao gás combustível, bem como reduz a emissão de poluentes ao final do processo de combustão em forma de óxidos de enxofre (SOx).

2.3 Processamento Secundário – Remoção de Siloxanos

Siloxanos são compostos orgânicos de silício, com presença dos radicais SiO e SiO_2. Este composto é formado pelo processo reativo anaeróbico em nível de subsolo, com o silício presente no solo (areias e argilas). Outras fontes de silício estão associadas aos materiais de construção civil e aos resíduos de óleos e detergentes depositados em aterro. O potencial nocivo deste tipo de composto está associado à deposição de óxidos em câmaras de combustão e em dutos de exaustão, onde a alta temperatura promove a dissociação destes compostos (Kuhn *et al.*, 2017). A remoção destes compostos do gás de aterro pode ser obtida pelos diferentes tipos de procedimentos (Soreanu *et al.*, 2011):

i. redução da temperatura do gás, seguida por filtragem;
ii. sistemas de absorção por solventes com lavagem de gases;
iii. adsorção por carvão ativado ou outros elementos químicos adsorventes (Ajhar *et al.*, 2010); e
iv. utilização de membranas para separação seletiva de siloxanos.

Fabricantes têm empregado uma combinação destas abordagens, e um importante número de arranjos tecnológicos são atualmente disponíveis no mercado. Fornecedores de motores e turbinas propõem soluções customizadas aos seus equipamentos, garantindo, assim, a confiabilidade destes em face da tecnologia utilizada.

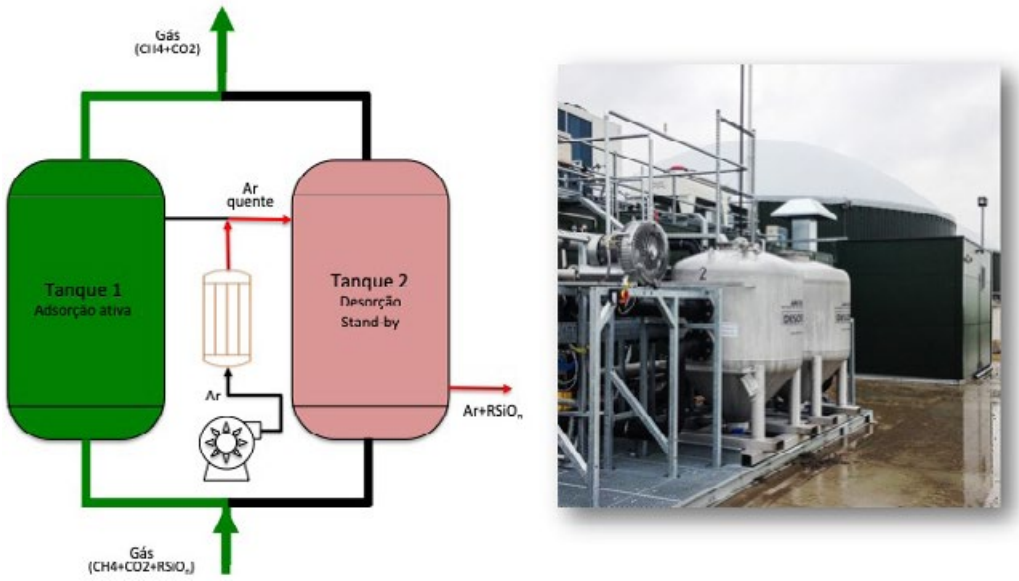


Figura 4. Sistema de remoção de siloxanos por adsorção (dois tanques)

2.4 Redução do Teor de Dióxido de Carbono

A última etapa do processamento do gás de aterro consiste na retirada do dióxido de carbono, no sentido de promover o aumento do poder calorífico volumétrico do gás resultante. Cabe inicialmente observar que a separação do CO_2 no gás de aterro é um processo presente somente em algumas unidades de processamento. Em um grande número de usinas, as máquinas térmicas são preparadas para queimar o gás com baixo poder calorífico, sem uma intensificação prévia para sua transformação em biometano. A razão para isso é oriunda de fatores econômicos, associados ao uso direto do gás de aterro pré-processado, com uma mistura CH_4+CO_2, compatível com o ajuste do motor ou turbina em seu processo de combustão.

A separação do CO_2, portanto, é uma etapa necessária somente para a obtenção de grau de purificação mais elevado, conforme ilustrado na Figura 4. Em alguns tipos de plantas, o CO_2 é recuperado e utilizado para fins industriais.

Os processos utilizados para a separação do CO_2 do gás de aterro envolvem as seguintes rotas tecnológicas, apresentadas na Tabela 2, conforme relatado no trabalho de Sun *et al.*, 2015.

Tabela 2. Eficiências de separação do dióxido de carbono do gás de aterro (Sun *et al.*, 2015)

Processo	Eficiência CH_4 (% em volume)	Perda CH4 (% em volume)	Recuperação CO_2 (% em volume)
Lavagem de água com regeneração	93-97	> 1	80-90
Separação criogênica	97-99	< 1	98
Adsorção	95-98	< 2	–
Absorção química	97-99	< 1	–
PSA	95-99	2-4	92-93
Tecnologia de membranas	80-98	–	93
Métodos biológicos	93-95	–	–

A redução do dióxido de carbono (seja em qual teor) proporcionará uma operação mais eficaz do biogás resultante, tendo em vista o aumento de seu poder calorífico. Nesse sentido, o resultado final proporcionará um gás com diferentes graduações de purificação:

i. **baixo teor de purificação (*Low-grade LFG fuel*):** gás de aterro com processamento mínimo, com retirada de condensado no sistema de tubos de extração, com eventual secagem na unidade de pré-processamento. Este gás é utilizado para queima direta em caldeiras para uso industrial, ou mesmo para ciclos de potência a vapor;
i. **médio teor de purificação (*Medium-grade fuel*):** processamento secundário que envolva secagem, retirada de particulados, além do processamento secundário para dessulfurização, remoção de siloxanos e VOC. Dessa maneira, o gás pode ser utilizado em queima em motores de combustão interna e em alguns modelos de turbinas a gás;
i. **alto teor de purificação (*High-grade fuel*):** neste tipo de teor de purificação, o gás é processado completamente no sentido de retirar boa parte do dióxido de carbono, deixando-o a um grau elevado de metano (biometano). Os padrões de qualidade deste gás estão relacionados com a possibilidade de distribuição em gasodutos (ou cilindros), bem como permitindo seu uso em modelos mais eficientes de turbinas a gás ou em células de combustível.

Os níveis de purificação acima mencionados proporcionam qualidade ao gás e padrões específicos para seu uso em equipamentos. O processo de tomada de decisão sobre o grau de purificação, sob o qual o gás de aterro deve ser submetido, deve envolver tanto o contexto energético e da conversão térmica, como também critérios econômicos associados ao ganho final do uso do gás processado.

3. CUSTOS DE REFERÊNCIA PARA A PURIFICAÇÃO DE GÁS DE ATERRO

Algumas referências de custo do processamento do gás de aterro são exploradas na literatura (Sun *et al.*, 2015; Kuhn *et al.*, 2017; US-EPA, 2017). Os valores utilizados em geral referenciam-se a custos aproximados, sob os quais uma grande incerteza é observada. O trabalho de revisão de Sun *et al.*, 2015, apresenta uma boa compilação de valores, e aqui são utilizados no sentido de proporcionar custos de referência preliminares para a avaliação de viabilidade em estudos conceituais. Na Tabela 3 apresentam-se alguns dos valores de referência para os diferentes tipos de processamento de gás de aterro.

Tabela 3. Custos de tecnologias de purificação de gás de aterro – Separação CO_2 (Sun *et al.*, 2015)

Processo	Custo Capital US$/(m³/h)	Custos O&M (US$/m³)
Lavagem de água com regeneração	2.600-7.700	
Separação criogênica	1.500-1.900	
Absorção	1.500-7.400	
Absorção química	1.900-7.400	
PSA	1.200-12.000	
Tecnologia de membranas	900-4.600	

4. GASES DE ATERRO

O biogás produzido a partir desses processos é considerado uma fonte de energia renovável versátil e pode ser convertido em calor e/ou eletricidade. No entanto, o biogás precisa passar por vários desses processos dependendo da composição do biogás e do equipamento usado. Existem vários sistemas comercialmente disponíveis para tratar o biogás e utilizar o biogás limpo para produzir calor e/ou eletricidade em aplicações de grande escala. Normalmente, o pré-tratamento do biogás para a maior parte dos modos de geração de energia envolve a remoção de espuma, material particulado e vapor de água, juntamente com H_2S (< 100 ppm) e siloxanos.

A geração de energia de biogás em aplicações estacionárias inclui motores de combustão interna (IC – *Internal combustion*), como ignição por faísca de quatro tempos e motores a diesel, turbinas a gás, microturbinas, motores Stirling e células de combustível. No entanto, a eficiência total do equipamento depende da capacidade de conversão de combustível. A eficiência de conversão para motores IC é de 25% a 42%, para um motor Stirling, de 25% a 30% e para uma microturbina de 15% a 30%. No entanto, a geração simultânea de energia e calor mais prevalente no local para o biogás tem sido tradicionalmente usinas de cogeração (CHP – *Combined heat and power*). No modo CHP, não há uma grande diferença na eficiência total de conversão de energia (85%–90%) para o intervalo de opções de conversão. No entanto, a eficiência total de cogeração para eletricidade depende do tamanho e da relação energia-calor, e varia de um tipo de acordo com o tipo de equipamento. Motores IC (motores de ignição por faísca de quatro tempos e diesel) podem ser acoplados a um gerador para produzir eletricidade. As eficiências globais de 80% a 90% são obtidas, pois o calor também pode ser recuperado, tanto do gás de exaustão quanto do sistema de arrefecimento do motor. Da mesma forma, as unidades de cogeração baseadas em microturbinas ou motores Stirling têm eficiências de 85% a 90%. As tecnologias de célula de combustível podem atingir a eficiência total de CHP na faixa de 65% a 75%, dependendo da tecnologia.

O biogás é considerado um biocombustível neutro em CO_2 e pode ser usado como combustível em todas as aplicações adequadas para o gás natural. O valor calorífico de biogás varia entre 19,7 MJ/m³ e 23,3 MJ/m³ e é dependente da quantidade de CH_4 (55%-65%) em biogás. Este poder calorífico é tipicamente entre 50% e 70% do valor calórico do gás natural de qualidade comercial de 31,6–39MJ/m³, que depende da fonte e da composição (Petersson & Wellinger, 2009).

O biogás tem inúmeras aplicações de uso final em comparação com outros recursos de energia renovável. Tradicionalmente, o biogás pode ser usado como combustível para caldeiras para produzir calor ou para cogeração de calor e energia elétrica em usinas de geração combinadas de calor e energia (CHP). Nas usinas de cogeração, a eletricidade é gerada pela queima de combustível (gás natural ou biogás) e, em seguida, uma unidade de recuperação de calor é usada para capturar o calor do fluxo de exaustão do sistema de combustão. Este calor pode ser convertido em energia térmica útil, geralmente na forma de vapor ou água quente, podendo até em alguns casos ser utilizado para remediação de rejeitos dos processos de *waste to energy*. Os CHP são normalmente fornecidos com um motor de quatro tempos ou um motor a diesel. O biogás também pode ser usado em uma caldeira para produzir vapor para motores ou turbinas; exemplos incluem o ciclo Rankine orgânico (ORC), o ciclo Cheng, a turbina a vapor, o motor a pistão a vapor ou o motor a parafuso a vapor. Outras alternativas que podem ser usadas como combustível biogás são motores Stirling ou turbinas a gás, turbinas a gás, de alta micro e células de combustível de baixa temperatura e uma combinação de uma célula de combustível de alta temperatura com uma turbina a gás. A geração de energia através do biogás nos sistemas de interesse pode ser obtida a partir de:

- produção de calor e/ou vapor em uma caldeira;
- produção de eletricidade na produção de cogeração com recuperação de calor residual como fonte de energia industrial para aquecimento, vapor e/ou eletricidade e resfriamento em uma microturbina; e
- geração de eletricidade pelo uso direto de metano ou reformando a hidrogênio em células de combustível.

Para definir qual o modelo mais apropriado para a situação, as propriedades de biogás terão um impacto significativo na seleção de tecnologia para conversão em calor ou eletricidade. Em geral, a composição do biogás e a taxa de produção são influenciadas pelo tipo de processo de digestão e pela matéria-prima utilizada. A composição do biogás e o conteúdo energético também afetarão a escolha do equipamento para a utilização do biogás. Por exemplo, uma queda de eficiência pode ser notada em caldeiras devido ao rendimento volumétrico limitado do combustível no sistema de combustão. Além disso, as caldeiras não precisam de um biogás de alta qualidade. O custo de manutenção para motores recíprocos aumenta com o aumento da concentração de H_2S, e a remoção de H_2S é necessária em concentrações superiores a 1.000 ppm. Em comparação com os motores a gás, as microturbinas são mais resistentes aos compostos de enxofre e aos menores óxidos de nitrogênio, NOx (refere-se a NO e NO_2) e às emissões de monóxido de carbono (CO). Da mesma forma, a limpeza extensiva do biogás é necessária para o uso de biogás em células a combustível. Os compostos vitais do ponto de vista de segurança e manutenção de emissões e equipamentos são:

- compostos reduzidos de enxofre (H_2S, mercaptanos (CHaSH), dimetilsulfeto (CH_3S-CH_3, DMS), sulfeto de carbonila (COS) e dissulfeto de carbono (CS_2) devido à sua contribuição para as emissões de SO_2, preocupações de segurança e corrosão devido à formação de ácido sulfúrico;
- compostos contendo N_2 devido ao seu potencial para aumentar as emissões de NOx e potencial para formar óxido nitroso, N_2O (um gás com efeito de estufa);
- compostos clorados devido ao potencial para formar dioxinas durante a combustão;

- siloxanos que, na combustão, transformam-se em dióxido de silício (SiO_2) e se depositam em válvulas e paredes de cilindros, causando abrasão e bloqueio de pistões, cilindros e válvulas.

O custo de manutenção para motores alternativos (motores de ignição a quatro tempos e diesel) aumenta com o aumento da concentração de H_2S no biogás. A limpeza com H_2S é essencial se as concentrações forem superiores a 1.000 ppm. Além disso, o biogás pode conter mais de 500 contaminantes diferentes, como hidrocarbonetos halogenados, hidrocarbonetos superiores e inúmeros outros que variam de acordo com a composição dos resíduos que produzem o biogás. O aterro e o gás de esgoto também podem conter siloxanos, o que pode causar sérios problemas na utilização a jusante. Vestígios de hidrogênio (H_2), N_2, CO, carboidratos saturados ou halogenados e O_2 estão ocasionalmente presentes no biogás. Dependendo da fonte de biogás e seu uso final, esses contaminantes devem ser removidos.

O biogás geralmente contém uma variedade de compostos de enxofre, como sulfetos e dissulfetos. O H_2S é produzido a partir da degradação de proteínas e outros compostos contendo enxofre presentes na matéria-prima. A concentração de H_2S no biogás depende da matéria-prima e varia entre 0,1% e 2%. H_2S também é encontrado em gás de aterro sanitário e gases digestores de esgoto. Sulfeto de hidrogênio é tóxico e fortemente corrosivo para muitos tipos de aço. O H_2S precisa ser removido, para todos, exceto o aplicativo de queimador mais simples, para evitar a corrosão em compressores, tanques de armazenamento de gás e motores. Quando o biogás não tratado é queimado, o H_2S é convertido em óxidos de enxofre. O óxido de enxofre reage então com a água para formar ácido sulfúrico (H_2SO_4), que corrói os componentes metálicos e acidifica o óleo do motor (por exemplo, do motor na unidade de cogeração). A reatividade do H_2S é aumentada pela concentração e pressão, a presença de água e temperaturas elevadas. O teor de H_2S no biogás, em níveis superiores a 300ppm - 500 ppm, prejudica o processo de conversão de energia e também leva ao envenenamento por catalisador. O H_2S deve ser removido do biogás ou pelo menos reduzido para menos de 1.000ppm (0,1% por volume) para evitar a corrosão da caldeira ou para 100 mg/Nm_3 –500 mg/Nm_3 H_2S (igual a 0,01%–0,05% por volume) para evitar danos à unidade de cogeração e outros equipamentos (por exemplo, trocadores de calor e catalisadores). Para uma operação sem problemas, o H_2S residual no biogás tratado deve ser menor que 20mg/Nm_3.

Para muitas aplicações, como aquecedores, motores de combustão interna ou sistemas geradores, a remoção de CO_2 do biogás não é necessária. No entanto, o CO_2 representa 30% a 50% do volume de biogás; a remoção do CO_2 aumenta, assim, o valor de aquecimento do gás e, portanto, fornece uma qualidade de gás consistente semelhante ao gás natural. Para o uso de biogás como combustível de veículos, o conteúdo de metano deve ser superior a 95%, o que significa que a maior parte do CO_2 deve ser removida. Este processo é normalmente designado como “melhoria de biogás para biometano”. Diferentes tecnologias de modernização de biogás para remoção de CO_2 incluem absorção na água, absorção física e química, adsorção com pressão, membrana e processos criogênicos (ver Tabela 2).

Compostos halogenados são substâncias contendo um ou mais átomos de halogêneo (flúor, cloro, bromo ou iodo). Estes estão frequentemente presentes em gás de aterro, mas raramente em biogases da digestão de lodo de esgoto ou lixo orgânico. Os halogênios são oxidados durante o processo de combustão. Os produtos de combustão são corrosivos, especialmente na presença de água, e podem causar corrosão em tubulações e aplicações a jusante.

Os siloxanos são silicones voláteis ligados por radicais orgânicos e geralmente estão presentes em aterros sanitários e gás de esgoto. Os siloxanos (C_2H_6OSi) são originários principalmente de compostos contendo silício amplamente utilizados em diversos materiais industriais. Durante a combustão do biogás, os siloxanos são convertidos em dióxido de silício microcristalino (SiO_2), um resíduo com propriedades químicas e físicas semelhantes ao vidro. Estes depósitos cristalinos têm uma espessura superficial de vários milímetros. Erosão ou bloqueio extensos do motor podem ocorrer devido à deposição de siloxanos nas válvulas do motor, nas paredes do cilindro e nos revestimentos. Nos motores a gás, os depósitos de siloxano geralmente se formam nos bicos e nas pás, causando erosão das pás da turbina e consequentemente diminuindo a eficiência operacional. A deposição de silicato também pode resultar em baixa transferência de calor nos trocadores de calor e pode causar abrasões nas pás das turbinas. Além disso, os resíduos vítreos inativam o catalisador do sistema de controle de emissão e, assim, reduzem a eficiência de remoção dos produtos de combustão (CO e NOx). Os siloxanos podem ser removidos do biogás por adsorção em carvão ativado, alumina ativada ou sílica gel. Uma quantidade significativa de siloxanos (90%-95%) pode ser removida junto com a umidade quando o gás é seco, por exemplo, a 238°C (sistema de secagem de baixa temperatura). Os lavadores de carvão ativado ou de grafite, seguidos por um secador a gás, ofereceriam um meio econômico de remover os siloxanos. O resfriamento do gás para 58°C com um secador a gás removeria parte da água e aproximadamente 30%-40% dos siloxanos. Os restantes siloxanos podem ser removidos usando um sistema de depuração.

A amônia é formada durante a degradação anaeróbica de matérias-primas ricas em proteínas. Uma alta concentração de amônia no biogás é um problema porque a combustão de amônia em motores a gás leva à formação de óxido nitroso (NOx). A maioria dos motores pode aceitar concentrações de amônia de até 100mg / Nm_3. A formação de amônia pode ser evitada pelo controle do processo de biogás, pois a amônia é formada em pH e temperatura elevados. Ajustar a relação C / N da matéria-prima também pode evitar a formação de amônia. A remoção de amônia é geralmente combinada com outros procedimentos de limpeza de biogás.

A presença de O_2 e N_2 no biogás pode diminuir o valor de aquecimento do gás e causar corrosão em gasodutos e outros equipamentos. Normalmente, O_2 e N_2 não estão presentes no biogás a partir de esgoto e plantas dedicadas à digestão anaeróbica, pois o metano é formado sob condições anaeróbicas (sem O_2). Por outro lado, o gás de aterro contém O_2 (1-3% vol.) e N_2 (1%-17% vol.). Finalmente, a remoção de O_2 e N_2 – se presente em grandes quantidades – pode ser dispendiosa e impedir o uso de biogás para combustível veicular ou injeção de rede. O oxigênio no biogás é geralmente removido durante o processo de dessulfurização. Outros métodos aplicáveis incluem processos de adsorção (por exemplo, com crivos de carvão ativado ou molecular).

5. GERAÇÃO DE ENERGIA POR CALDEIRAS

A produção de calor (energia térmica) em caldeiras é a maneira mais comum e simples de usar o biogás. As eficiências de conversão para produção de calor a partir do biogás são tipicamente 75%-85%. Caldeiras convencionais que são usadas para gás natural podem ser ajustadas para uso de biogás, alterando a relação ar-gás e ampliando o orifício de combustível ou os jatos do queimador. Além disso, o combustor precisa ser modificado para lidar com a alta taxa de fluxo de biogás, que é necessária, pois tem menor conteúdo de energia do que o gás natural. As caldeiras podem usar biogás de baixa qualidade para combustão. Para uma operação bem-sucedida, as temperaturas operacionais devem estar acima do ponto de orvalho para evitar a condensação. Para evitar a corrosão do H_2S e do vapor de água, todas as superfícies metálicas da caixa devem ser revestidas.

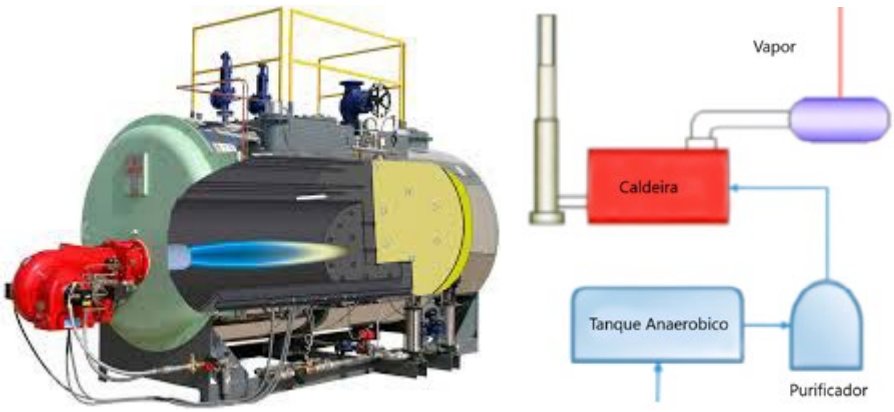


Figura 5. Caldeira alimentada por biogás

O uso de biogás como combustível para geração de eletricidade em motores a gás é uma tecnologia comercialmente disponível e comprovada em todo o mundo. A maioria das instalações de biogás usa motores a gás natural propano, ou propano que foram modificados para operar com biogás. Os motores à gasolina a diesel e a quatro tempos também foram modificados para usar o biogás. O calor residual das operações do motor é usado com frequência em aplicações CHP.

6. GERAÇÃO POR MOTOR DE COMBUSTÃO INTERNA

Os atuais motores de gás a quatro tempos foram originalmente desenvolvidos para gás natural e, portanto, podem ser usados para biogás com pouca ou nenhuma modificação do motor. A quantidade de energia combustível convertida em eletricidade geralmente aumenta com o tamanho, variando de 30% para unidades pequenas a 40% para motores grandes. A quantidade de combustível convertido em energia térmica é de 40% a 50%, resultando em eficiências gerais de 80% a 85%. Em geral, a eficiência da conversão elétrica diminui com o aumento da concentração de CO_2 no biogás.

A mistura ar-combustível em um motor à gasolina de quatro tempos é normalmente obtida pelo bico de aspiração e depende do volume de ar aspirado. Como a mistura ar-combustível é regulada externamente, os motores a gás têm tempos de resposta mais longos para valores nominais e reais das revoluções por minuto (rpm) ou da capacidade. Isso deve ser levado em consideração, especialmente quando o motor é operado como estacionário e isolado da rede elétrica. Motores de alto desempenho são turbinados para forçar mais ar nos cilindros. Tecnicamente, a taxa de compressão em um motor à gasolina de quatro tempos pode ser aumentada de 11 para 12,5 (como com um motor a gás propano) por pré-compressão do combustível gasoso (turbocompressor). Dessa forma, a eficiência pode ser melhorada em aproximadamente 1%-2%. Uma compressão modesta é necessária para evitar a autoignição do combustível e a batida do motor, o que pode causar sérios danos ao motor.

Motores de biogás a quatro tempos que trabalham em usinas de cogeração são equipados com ignição por centelha operada digitalmente (Deublein & Steinhauser, 2008). Esses motores fornecem uma faísca de alta intensidade de ignição temporizada e duração para inflamar a mistura de combustível-ar comprimido dentro do cilindro. Isso resulta em baixas emissões de gases de escape e uma longa vida útil das velas de ignição. Além disso, como a ignição é controlada pelo microprocessador, o motor pode se ajustar a diferentes tipos de gás e combustível líquido volátil, variando de propano a gás natural e gasolina, ou variando a qualidade do gás. Isso geralmente é feito com um sistema de combustível adequado, taxa de compressão do motor e ajuste. No caso de um motor alimentado a biogás, o tempo de ignição precisa ser alterado dependendo do conteúdo de metano no biogás. Isso geralmente é monitorado através de um analisador de metano *on-line* ou um monitor de batida (Deublein & Steinhauser, 2008). Usando a tecnologia de ignição de alta energia, misturas de ar de combustível muito pobre podem ser queimadas em motores de biogás, diminuindo o pico de temperatura dentro dos cilindros. Isso resultará em emissões reduzidas de NOx. O teor de CO no gás de escape depende da relação ar/combustível.

De acordo com os regulamentos, o teor de CO nos gases de escape deve ser inferior a 650 mg/Nm_3 a 3.000 mg/Nm_3, dependendo do país. Isso geralmente é obtido por meio do resfriamento do gás de exaustão para abaixo de 400°C em coletores resfriados à água, pois a oxidação de hidrocarbonetos em CO (uma reação posterior no tubo de escape) é desacelerada a essas temperaturas (Deublein & Steinhauser, 2008). No entanto, a temperatura mais baixa reduz a eficiência para 27%–35% antes do turbocompressor (Deublein & Steinhauser). Alternativamente, uma baixa concentração de CO no gás de exaustão pode ser alcançada usando um catalisador de oxidação consistindo principalmente de carvão ativado. Um filtro de carvão ativado localizado entre o tubo de sucção e a unidade CHP.

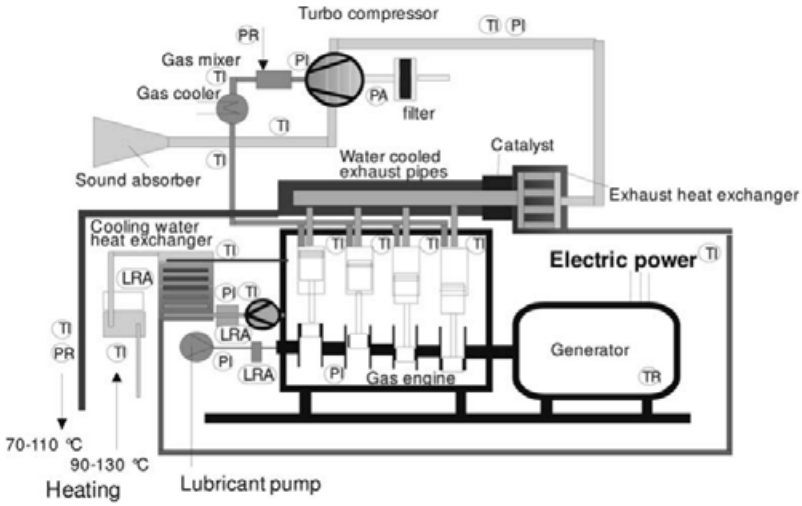


Figura 6. Cogeração através de motor de combustão interna

7. USINAS DE COGERAÇÃO CHP

Espera-se que o uso de motores alternativos (vela de ignição ou ignição por compressão) cresça em várias aplicações de geração de energia distribuída. No entanto, a geração simultânea de energia e calor mais prevalente no local para o biogás tem sido tradicionalmente usinas de cogeração, e essa tendência provavelmente crescerá. Aproximadamente 50% das usinas de cogeração instaladas em usinas de biogás na Europa são operadas com motores a quatro tempos; e cerca de 50%; com motores a diesel de óleo de ignição (Deublein & Steinhause, 2008).

A maioria dos motores pode ser operada sem purificação do biogás se o nível de compostos de enxofre for baixo o suficiente (100 ppm). Apenas 10% a 15% da energia do biogás é perdida. No entanto, a eficiência elétrica (no máximo 40%) ainda é baixa, e apenas 2,4 kWh de energia elétrica podem ser produzidos a partir de 1m^3 de biogás (Deublein & Steinhause, 2008). Portanto, é importante que uma demanda térmica esteja próxima da instalação. A economia dos aplicativos de CHP no local é aprimorada pelo uso eficaz de calor recuperado gerado pela camisa do motor e pelo gás de exaustão. Aproximadamente 60%-70% da energia do combustível do motor pode ser recuperada através deste calor residual, por exemplo recuperando água quente para aquecimento do processo, preaquecimento da água de alimentação da caldeira, aquecimento ambiente, aquecimento anaeróbico do digestor e processamento de digestão. O calor gerado em uma usina de cogeração é geralmente recuperado através do trocador de calor de exaustão.

Dependendo do projeto, o calor gerado nesses motores é transferido para a água de resfriamento ou para um ciclo de água separado. A água no ciclo, que transporta o calor do queimador de biogás para os consumidores, é normalmente aquecida a 90%-1.308°C e retorna ao queimador a uma temperatura de 70%-1.108°C (Deublein & Steinhause, 2008). Uma desvantagem dos sistemas movidos a gás é que os motores exigem muito mais manutenção do que um motor elétrico.

8. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM UM MOTOR STIRLING

O princípio de um motor Stirling é baseado na conversão de energia térmica em energia mecânica (Chambers & Potter, 2002). O motor Stirling é um sistema fechado no qual gás ou fluido se move dentro do motor entre trocadores de calor e a frio (Figura 7). Como resultado, o meio do motor é aquecido e resfriado alternadamente, resultando em compressão e expansão cíclica e, consequentemente, mudanças na pressão do meio. As mudanças na pressão do gás ou líquido dentro dos cilindros do motor produzem energia mecânica, que é convertida em eletricidade usando um gerador. O motor Stirling pode usar qualquer fonte de calor externa (por exemplo, combustão de biomassa ou gasolina) e, portanto, é teoricamente ideal para a geração de eletricidade a partir de fontes de calor residual (Chambers & Potter, 2002). Também pode usar combustíveis de baixa qualidade, pois a combustão ocorre fora do motor.

A eficiência do processo de Stirling na conversão de energia térmica para a eletricidade varia de 15% a 30%, com muitos reportando um intervalo de 25% a 30% (Chambers & Potter, 2002). Quando usado em um sistema de cogeração com produção e recuperação de calor, a eficiência energética global será de 80% a 85% (Chambers & Potter, 2002). Os motores Stirling estão disponíveis com capacidade de 1 kW até 25 kW. Os custos de investimento dos sistemas Stirling ainda são altos, principalmente devido à sua complexidade, e suas aplicações comerciais ainda são limitadas (Deublein & Steinhause, 2008). No entanto, existem alguns projetos de desenvolvimento e demonstração para sistemas Stirling com diferentes transportadores de energia e também em estações de tratamento de esgoto para a utilização de gás de esgoto (Chambers & Potter, 2002).

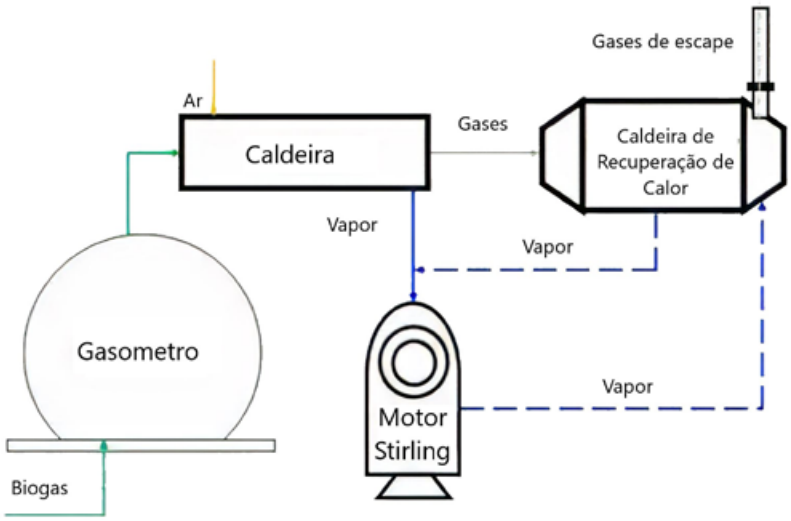


Figura 7. Cogeração através de motor Stirling

9. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM UMA CÉLULA DE COMBUSTÍVEL

As células de combustível geram eletricidade diretamente pela reação eletroquímica na qual o oxigênio e o hidrogênio se combinam para formar água. Cada célula de combustível consiste de um ânodo negativo e um cátodo positivo, que são separados por um eletrólito sólido ou líquido. O combustível de entrada passa sobre o ânodo onde se divide cataliticamente em íons (H +) e elétrons (e-). Ao mesmo tempo, o oxigênio (geralmente do ar) passa pelo cátodo. Os íons passam através do eletrólito, enquanto os elétrons fluem através do circuito elétrico externo do ânodo ao cátodo. Um catalisador, como a platina, é frequentemente usado para acelerar as reações nos eletrodos. Com algumas células de combustível, o eletrólito também é permeável às moléculas de oxigênio. Neste caso, a reação ocorre no lado do ânodo. Tendo em conta todas as perdas, a tensão por célula única é de 0,6V a 0,9V (Deublein & Steinhause, 2008). A voltagem desejada pode ser alcançada por células individuais dispostas em série, uma chamada pilha. Em uma pilha, as voltagens das células individuais são adicionadas. Dependendo do tipo de célula a combustível, o biogás deve ser purificado, especialmente pela remoção de CO e H_2S, antes de alimentar a célula a combustível, especialmente quando se trabalha em uma faixa de temperatura de até 2.008°C (Deublein & Steinhause, 2008).

O metano do biogás deve ser reformado para H_2 e alimentado na pilha. O H_2 não utilizado, que não passa pelo eletrólito, é utilizado para a geração de calor através da queima posterior. No momento, apenas um pequeno número de usinas de células de combustível, principalmente plantas-piloto, está em operação para a geração de eletricidade a partir do biogás. As células de combustível são consideradas como usinas de energia de pequena escala do futuro para a produção de energia e calor, com eficiências acima de 60% e baixas emissões.

10. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM UMA TURBINA A GÁS

O biogás também pode ser usado como combustível na geração de eletricidade por turbinas a gás. Uma turbina a gás consiste principalmente de um compressor, câmara de combustão e turbina. Em um ciclo contínuo, o ar ambiente é comprimido no compressor e transmitido para a câmara de combustão, onde o biogás é introduzido, e a combustão ocorre a uma temperatura máxima de 1.200°C (Deublein & Steinhause, 2008). O gás de combustão produzido é então passado para uma turbina, onde se expande e transfere sua energia para a turbina (Figura 8). A turbina impulsiona o compressor, por um lado, e o gerador, por outro lado, para produzir energia. O gás de escape deixa a turbina a uma temperatura de aproximadamente 400°C-600°C. O calor perdido pode ser usado em uma turbina a jusante, para fins de aquecimento, ou para preaquecer o ar que é sugado. Unidades comerciais podem variar em tamanho de 500 kW a 250MW.

Uma turbina de ciclo único tem uma eficiência de 20% a 45% em carga máxima, com eficiência aumentando de tamanho (Chambers & Potter, 2002). A capacidade elétrica e, portanto, a eficiência da turbina a gás, podem ser aumentadas alterando a quantidade de biogás fornecida à câmara de combustão ou aumentando a temperatura de entrada da turbina. As turbinas a gás estão disponíveis em capacidades médias a grandes e são caracterizadas por valores baixos de emissão. Quando alimentada com biogás limpo, a emissão de NOx nos gases de escape é inferior a 25 ppm (Deublein & Steinhause, 2008). O teor de CO pode ser consideravelmente reduzido através da instalação de um catalisador a jusante.

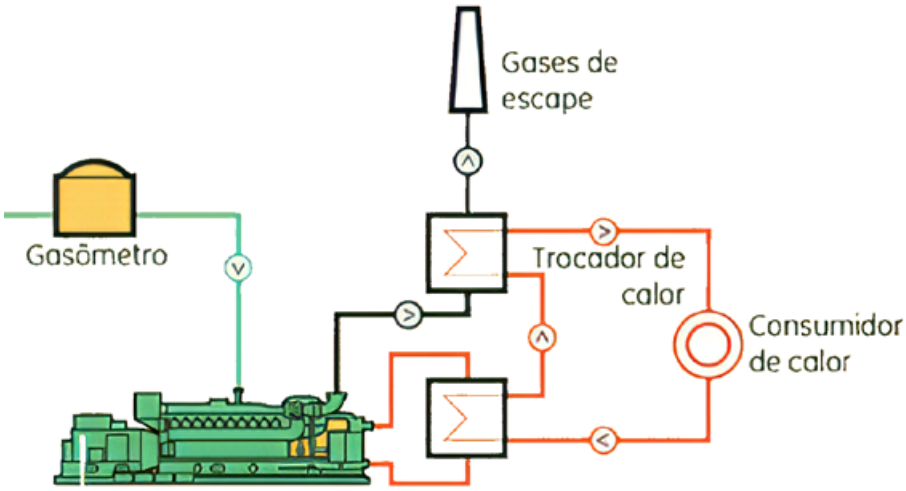


Figura 8. Cogeração através de motor a gás

11. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM UMA MICROTURBINA A GÁS

Microturbinas a gás são turbinas de combustão a gás de alta velocidade com uma potência de 25 kW a 500 kW (Chambers & Potter, 2002). As microturbinas são consideradas fáceis de manusear e são relativamente de baixo ruído e livres de vibrações. Elas podem usar vários combustíveis, incluindo gás natural, biogás, gás associado, biodiesel e querosene. Microturbinas são cada vez mais utilizadas para aplicações de biogás, especialmente em cogeração em estações de tratamento de águas residuais, plantas de codigestão, fazendas e aterros sanitários. Microturbinas normalmente compreendem um compressor de ar, combustor, turbina, alternador, recuperador e gerador. Elas têm um único eixo no qual o compressor, a turbina e o gerador são fixos. As turbinas a gás são dispositivos de fluxo radial de estágio único com velocidades de rotação de 90.000 rpm a 120.000 rpm. A turbina impulsiona o compressor, que comprime o ar e, ao mesmo tempo, o gerador.

Em microturbinas, o compressor puxa o ar para um recuperador, que atua como um trocador de calor ar-ar, recuperando o calor dos gases de escape. O aquecimento do ar de combustão aumenta a eficiência elétrica da microturbina. O ar aquecido é passado para a câmara de combustão, na qual o combustível também é injetado. Para aplicações de biogás, o conteúdo mínimo de metano no biogás deve ser de 30%. Na câmara de combustão, a mistura queimada se expande, o que faz com que a turbina e o eixo girem e, assim, gerem eletricidade. Microturbinas são geralmente reguladas pela variação do fornecimento de combustível. A eficiência elétrica das microturbinas é tipicamente de 15% a 30%; as maiores eficiências de alcance são obtidas com ar de combustão preaquecido. As temperaturas de exaustão da microturbina são relativamente baixas (cerca de 200°C a 300°C) e o calor residual só pode ser usado para gerar vapor de baixa pressão ou água quente.

As microturbinas são mais caras que os motores a gás tradicionais, mas suas necessidades de manutenção são muito menores e, portanto, os custos de manutenção são reduzidos. Seu tempo de vida também é relativamente longo. Como as grandes turbinas a gás, as microturbinas são tolerantes à umidade e gases corrosivos no gás combustível, desde que a condensação seja evitada no sistema de fornecimento de combustível. Elas também têm melhor resistência contra compostos de enxofre e menores emissões de escape.

Outros fatores influenciam a escolha do equipamento, particularmente os custos de investimento e manutenção, confiabilidade e emissões de escape. Os custos totais instalados para turbinas a gás, microturbinas, motores alternativos e motores Stirling são comparáveis. Da mesma forma, os motores a gás disponíveis comercialmente têm custos totais instalados e preço levemente inferior, enquanto as células de combustível são atualmente as mais caras das tecnologias de CHP existentes. Os custos de O & M são comparáveis para turbinas a gás, microturbinas, motores a gás e células de combustível, e apenas uma fração menor para os motores Stirling.

Microturbinas e motores Stirling prometem emissões e custos de manutenção de NOx e CO muito mais baixos. Em comparação com os motores a gás tradicionais, as microturbinas têm melhor resistência a compostos de enxofre e menores emissões de escape, mas são mais caras. As células de combustível são muitas vezes consideradas as fábricas de pequena escala do futuro para a produção de energia e calor com eficiências de 65% a 75% e emissões extremamente baixas (3 mgNOx/Nm_3 de gases de combustão). Microturbinas tornaram-se uma alternativa popular aos motores IC devido a seu cronograma de manutenção mais leve, menores níveis de ruído e menores níveis de emissão de ar. No entanto, o custo inicial é maior. As células de combustível podem ser uma opção no futuro, mas os custos precisam diminuir antes que se tornem uma alternativa prática para uso agrícola. As unidades de cogeração baseadas em microturbinas ou motores Stirling estão agora se tornando comercialmente disponíveis.

12. CONCLUSÕES

A geração de energia através do biogás reúne questões técnicas de diversos campos de estudo. Um ponto significativo evidente é que o biogás é um gás corrosivo, porque o sulfeto de hidrogênio está potencialmente presente em um nível alto. Isso é um problema, pois o sulfeto de hidrogênio é prejudicial a algumas tecnologias de geração, seja diretamente ou por meio da combustão onde é formado dióxido de enxofre, que pode atacar os componentes do motor. Existem vários métodos biológicos, químicos e físicos para reduzir a concentração de sulfeto de hidrogênio, porém nenhum apresenta um ideal. No entanto, eles adicionam custo e complexidade aos sistemas de geração de energia. Além disso, a eficiência reivindicada para esses dispositivos significa que o enxofre certamente ainda seria um problema para certas tecnologias, mesmo após a passagem pelo purificador.

O problema da corrosão por enxofre é conhecido há muito tempo nos MCI. Estes têm disponíveis versões tolerantes ao enxofre que são capazes de funcionar com combustíveis que contêm até 6% de enxofre. Uma manobra comum é fornecer gás natural normal para a unidade, bem como biogás. Cada vez que a unidade é desligada, ele funciona primeiro por um curto período com gás de rede. Isso garante que o sistema dos cilindros até a exaustão não fique contendo um ambiente úmido e ácido. Um procedimento semelhante deve ser possível com outras tecnologias de geração de energia, quando executado em gás particularmente contaminado.

O enxofre é um problema particular para células de combustível, corroendo eletro-catalisadores e catalisadores de processamento de combustível. O limite de enxofre tolerável na célula a combustível é inferior a 1 ppm. Por esse motivo, as células a combustível movidas a gás natural sempre incluem tecnologia de remoção de enxofre com o objetivo de remover algumas dezenas de ppm de enxofre do combustível. A presença de enxofre em um nível de até três ordens de magnitude maior do que este é um problema particular para células de combustível.

A corrosão de espécies ácidas e certos íons potencialmente presentes no biogás é um problema potencialmente sério para microturbinas. Assim, todas as tecnologias exigiriam alguma forma de captura de enxofre quando operadas com o biogás com maior teor de enxofre. A amônia é outro poluente frequentemente presente no biogás em níveis baixos. Nenhuma das tecnologias consideradas é sensível à amônia, exceto as células a combustível de eletrólito ácido. Amônia foi reconhecida como um problema quando formada em processadores de combustível em quantidades relativamente altas a partir do nitrogênio presente no gás natural de baixa qualidade. Consequentemente, o nitrogênio presente no biogás é mais importante para as células a combustível de baixa temperatura do que a amônia como tal, e provavelmente exigiria a inclusão de um estágio de processo de absorção de amônia. Nenhuma das outras tecnologias é prejudicada pelo nitrogênio.

Além da consideração do efeito corrosivo de certas substâncias, o valor calorífico do biogás é inferior ao do gás natural, pois há um alto nível de dióxido de carbono presente e níveis muito baixos de hidrocarbonetos superiores. A operação das tecnologias não ajustadas no biogás pode significar uma produção de energia menor e uma eficiência menor do que seria alcançada com o gás natural. O poder calorífico mais baixo do combustível não reduz a produção ou a eficiência dos sistemas baseados em microturbinas, no entanto a produção de combustível deve ser aumentada para manter a entrada de calor. O uso de combustíveis de baixo PC em todos os tipos de sistema de combustão afetará as emissões. Se um sistema for configurado corretamente, as emissões da maioria dos poluentes devem ser reduzidas à medida que o combustível é diluído e as temperaturas de pico são ligeiramente reduzidas.

No geral, cada tecnologia é capaz de operar com biogás. As tecnologias baseadas na combustão, como as microturbinas, requerem um pré-processamento mínimo ou nenhum quando operadas com a maioria dos biogases. As células de combustível exigirão um pré-processamento significativo.

O maior direcionador de mercado são os custos, tanto os custos de capital quanto os custos de operação e manutenção (O&M). Os MCI atualmente têm o menor custo de capital, em grande parte uma consequência do volume de produção. No entanto, há relativamente pouco espaço para redução adicional de custos dessa tecnologia madura. As microturbinas têm o potencial de igualar ou superar esses custos baixos. As mais altas eficiências elétricas são oferecidas pelos híbridos de combustível gasoso e célula de combustível, e estas oferecem potencial maior que 50% de eficiência. Microturbinas, motores Stirling, MCI e usinas a vapor de pequena escala têm eficiências relativamente baixas. A eficiência dos MCI de capacidade comparável às microturbinas quando operados com biogás tem sido tradicionalmente inferior a 25%. É importante notar que as diferenças na eficiência geral das unidades de cogeração não são tão grandes. Os sistemas híbridos tendem a se concentrar mais em aplicações somente de energia.

Não há uma tecnologia claramente superior às outras em todas as situações. A diversidade das necessidades dos usuários de biogás significará que um mercado para cada tecnologia será provável. Os MCI são a opção de geração de energia mais desenvolvida para uso com biogás. Historicamente, esta tem sido a escolha natural de tecnologia para biogás, simplesmente porque era a de mais fácil adaptação. Atualmente, as microturbinas são a nova tecnologia mais barata e irão competir bem com a tecnologia do motor nesta aplicação, aumentando sua participação na marca, conforme a produção aumenta e os custos caem ainda mais.

Impulsionado em grande parte por fatores ambientais, o desenvolvimento do mercado para a digestão anaeróbia (por exemplo, de resíduos agrícolas ou de processamento e esgoto) e uma maior exploração dos recursos de gás de aterro são esperados. A atratividade de muitos projetos de digestão anaeróbia dependerá de estudos completos, incluindo custos de capital, economia de eletricidade e venda de subprodutos do processo. Em geral, incentivos ambientais econômicos serão necessários para estimular um grande mercado.

REFERÊNCIAS

[1] AJHAR, M. *et al.* (2010). *Siloxane removal from landfill and digester gas – A technology overview*, *Bioresource Technology*, 101(9), p. 2913–2923. doi: 10.1016/j.biortech.2009.12.018.

[2] AUGELLETTI, R.; CONTI, M.; ANNESINI, M. C. (2017). *Pressure swing adsorption for biogas upgrading. A new process configuration for the separation of biomethane and carbon dioxide*, *Journal of Cleaner Production*, 140, p. 1390–1398. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.10.013.

[3] CHAMBERS, A. K.; POTTER, I. *Gas Utilization from Sewage Waste. Carbon and Energy Management. Alberta Research Council Edmonton, Alberta*, (T6N 1E4), Canada 2002.

[4] CONESTOGA-ROGERS (2004). *Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean*. Washington.

[5] DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A, (2008). *Biogas from waste and renewable resources: An Introduction*, WILEY-VCH, Weinheim, p. 361–388.

[6] EBNER, A. D.; RITTER, J. A. (2009). *State-of-the-art Adsorption and Membrane Separation Processes for Carbon Dioxide Production from Carbon Dioxide Emitting Industries*, *Separation Science and Technology*, 44(6), p. 1273–1421. doi: 10.1080/01496390902733314.

[7] EKLUND, B. *et al.* (1998). *Characterization of Landfill Gas Composition at the Fresh Kills Municipal Solid-Waste Landfill*, *Environmental Science & Technology*, 32(15), p. 2233–2237. doi: 10.1021/es980004s.

[8] FAVVAS, E. P. *et al.* (2017). *A review of the latest development of polyimide based membranes for CO 2 separations", Reactive and Functional Polymers, 120*, p. 104–130. doi: 10.1016/j.reactfunctpolym.2017.09.002.

[9] GIS, K.; WOJCIECH, B.; SAMSON-BREK, I. (2012). *Review of technology for cleaning biogas to natural gas quality*, *Combustion Engines*, 1, p. 29-33.

[10] KNABAEL, K. S.; REINHOLD, H. E. (2003). *Landfill Gas: From Rubbish to Resource*, *Adsorption*, 9, p. 87–94.

[11] KUHN, J. N. *et al.* (2017). *Requirements, techniques, and costs for contaminant removal from landfill gas*, *Waste Management*, 63, p. 246–256. doi: 10.1016/j.wasman.2017.02.001.

[12] MESCIA, D. *et al.* (2011). *MSW landfill biogas desulfurization*, *International Journal of Hydrogen Energy*, 36(13), p. 7884–7890. doi: 10.1016/j.ijhydene.2011.01.057.

[13] OMAR, H.; ROHANI, S. (2015). *Treatment of landfill waste, leachate and landfill gas: A review*, *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, 9(1), p. 15–32. doi: 10.1007/s11705-015-1501-y.

[14] PETERSSON, A.; WELLINGER, A. (2009). *Biogas Upgrading Technologies – Developments and Innovations*. IEA Bioenergy Task 37-Energy FromBiogas and Landfill Gas. 37.

[15] RAMARAJ, R.; DUSSADEE, N. (2015). *Biological purification processes for biogas using algae cultures: A review*, *International Journal of Sustainable and Green Energy*, 4, p. 20–32. doi: 10.11648/j.ijrse.s.2015040101.14.

[16] SOREANU, G. *et al.* (2011). *Approaches concerning siloxane removal from biogas - A review*, *Canadian Bliosystems Engineering*, 53, p. 8.1-8.18.

[17] SUN, Q. *et al.* (2015). *Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation*, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 51, p. 521–532. doi: 10.1016/j.rser.2015.06.029.

[18] TERRAZA, H.; WILLUMSEN, H. (2009). *Guidance note on Landfill Gas Capture and Utilization (Tech. Notes 108)*.

[19] THEMELIS, N. J.; ULLOA, P. A. (2007). *Methane generation in landfills*, *Renewable Energy*, 32(7), p. 1243–1257. doi: 10.1016/j.renene.2006.04.020.

[20] UK-EA (2004). *Guidance on gas treatment technologies for landfill gas engines*.

[21] US-EPA (2017). *LFG Energy Project Development Handbook*.

[22] WU, B. *et al.* (2015). *Assessment of the energy consumption of the biogas upgrading process with pressure swing adsorption using novel adsorbents*, *Journal of Cleaner Production*, 101, p. 251–261. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.03.082.

[23] YOUSEF, A. M. *et al.* (2018). *New approach for biogas purification using cryogenic separation and distillation process for CO_2 capture*, *Energy*, 156, p. 328–351. doi: 10.1016/j.energy.2018.05.106.

CAPÍTULO 10

Aproveitamento Energético de Combustíveis Minerados de Aterro Sanitário

Carlos Alberto Gurgel Veras
Fábio Cordeiro de Lisboa

RESUMO

Em todo o Brasil, os aterros sanitários, aterros controlados e lixões são a principal destinação final dos Resíduos Sólidos Urbanos. No entanto, essa atividade do setor de saneamento, por muitos anos, foi vista meramente como uma política sem potencial de gerar lucro e produtos que poderiam ser reinseridos no mercado.

Com as dificuldades enfrentadas pela escassez de recursos no setor energético, as legislações locais brasileiras que exigem o fechamento dos lixões e as políticas de conscientização de reutilização e reciclagem de resíduos, começou a se pensar no aproveitamento dos resíduos sólidos já aterrados. A proposta de utilização dos resíduos para geração de energia elétrica e extração de materiais de valor agregado contribui para a Economia Circular e constitui um grande avanço na recuperação e remediação ambiental. Esse fenômeno global já gerou na Europa, por exemplo, uma transição do setor de recursos para o uso de resíduos como a principal fonte de matéria-prima na economia, conforme proposição política do bloco econômico local.

É nesse contexto que surge a Mineração Abrangente de Aterros, conceito cujo idioma original é *Enhanced Landfill Mining* (ELFM), que objetiva maximizar a valorização dos materiais aterrados, utilizando-os para fabricação de novos materiais (WtM) e, também, para produção de calor e eletricidade (WtE), sobretudo com os Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR). Esse novo campo tem recebido grande atenção, de tal modo que, nos últimos 10 anos, observa-se um número crescente de estudos relacionados à mineração de aterros para aproveitamento energético.

Por ser uma técnica recente, que envolve um sistema heterogêneo, de alto risco de impacto ambiental e de elevada complexidade, são necessários diversos estudos para a caracterização, definição da estratégia de mineração e de viabilidade econômica, de modo a estimar o potencial de aplicação da ELFM.

1. INTRODUÇÃO

A Figura 1 apresenta a hierarquia do lixo, conforme sugerido pela Comunidade Europeia. Em vermelho destaca-se o caminho que deve ser evitado. Isto é, a deposição do lixo só deveria ocorrer se iniciativas anteriores não pudessem ser efetivamente materializadas. Qualquer estrato superior é sempre mais desejável que seu vizinho inferior na hierarquia. Sendo uma abordagem mais contemporânea, praticamente todos os países ainda possuem depósitos antigos de lixo urbano. Neste caso, é possível, *a posteriori*, escalar níveis na hierarquia retirando-se material previamente depositado que tenha valor energético ou sirva de insumo em outros setores econômicos. Em verde estão indicados os dois níveis hierárquicos que podem ser atingidos pelo reprocessamento do lixo já depositado, ou seja, recuperação energética e reciclagem de materiais com valor de mercado. Essa rota é conhecida como mineração de aterro.

Figura 1. Hierarquia do lixo, segundo orientação da Comunidade Europeia

A Figura 2 apresenta as rotas mais praticadas para tratamento de Resíduo Sólido Urbano e seus produtos principais, com destaque para aqueles com potencial de recuperação de energia, onde a contribuição de entalpias para a 1ª lei da termodinâmica pode ser química (h_f^0), sensível (h_s) ou ambas. Os processos oxidativos estão indicados na escala de razão de equivalência estimada por

$$\emptyset = {(A/F)_{stoi}}\Big/{(A/F)_{act}}$$

onde $(A/F)_{stoi}$ é a razão ar-combustível (base mássica) estequiométrica e $(A/F)_{act}$ é a razão ar-combustível efetivamente empregada no processo reativo.

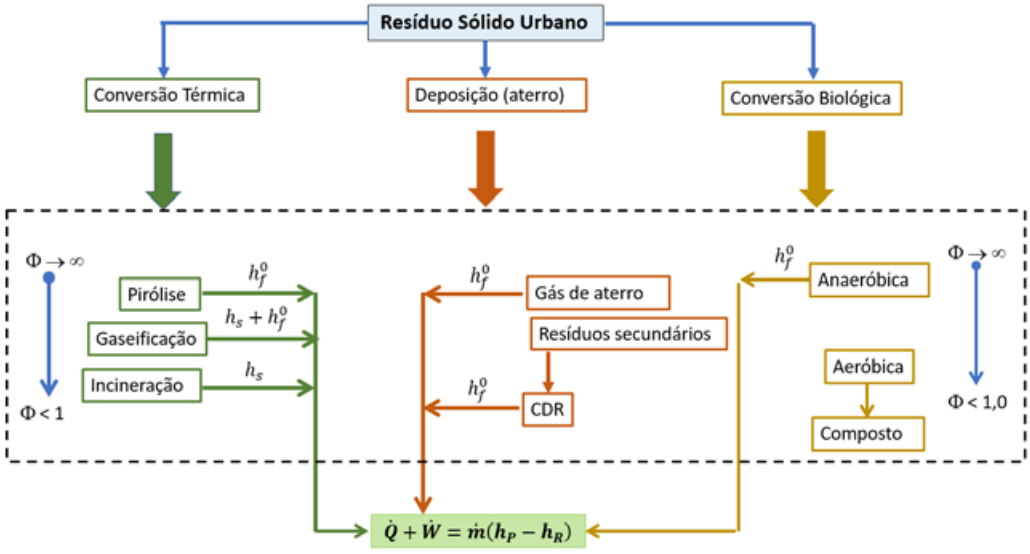


Figura 2. Rotas principais de tratamento de RSU

Um valor de razão de equivalência tendendo a infinito significa ausência de oxidante e valores superiores a um, excesso de combustível em relação ao valor estequiométrico da reação ($\Phi = 1$). A razão de equivalência é independente do combustível empregado, por isso é mais recomendada para se especificar a razão ar-combustível de processos reativos reais. Conforme ilustra a Figura 2, as rotas de conversão, tanto térmica como biológica, são preferenciais frente à simples deposição. Este projeto, contudo, trata de conversão energética de resíduo já depositado. Logo, as fontes de energia primária do RSU são o gás de aterro e o CDR. A recuperação energética do CDR deve, obviamente, seguir a rota da conversão da pirólise, da gaseificação ou da combustão. Considera-se incineração um caso particular da combustão onde massas de RSU, sem preparação prévia, são convertidas em calor, conforme ilustra a Figura 3. Em se tratando da oxidação de CDR, cujas propriedades são mais homogêneas, o termo combustão parece mais adequado.

A conversão térmica oxidativa de CDR é classificada como pirólise quando $\Phi \rightarrow \propto$ (ausência de oxidante), gaseificação quando $1{,}5 < \Phi < 3{,}5$ (excesso de combustível) e combustão quando $0{,}4 < \Phi < 0{,}7$ (excesso de ar). A faixa de razão de equivalência da combustão indica queima com excesso de ar de 40% a 150% (Neuwahl *et al*, 2019).

Mundialmente, a recuperação energética de Resíduos Sólidos Urbanos (WtE) tem sido obtida, quase exclusivamente, pela incineração e subsequente utilização do calor em ciclos de potência para geração de eletricidade (Kumar & Samadder, 2017), conforme ilustra a Figura 3. Em alguns casos, a incineração pode ser simplesmente uma medida de tratamento prévio que objetiva reduzir o material final a ser depositado no aterro. Na incineração, contudo, os produtos da combustão devem ser devidamente tratados para minimizar emissão de poluentes atendendo à legislação ambiental em curso. A neutralização dos gases com origem na incineração é um processo complexo e de altos custos operacionais. Na Europa, por exemplo, o custo estimado para se incinerar uma tonelada de lixo é da ordem de € 140 (Hölzle, 2019). No caso brasileiro, até recentemente, predominava a deposição direta de lixo urbano em aterros, com baixíssimo índice de reciclagem. Ou seja, o manejo de lixo urbano era efetuado no último nível da hierarquia apresentada na Figura 1.

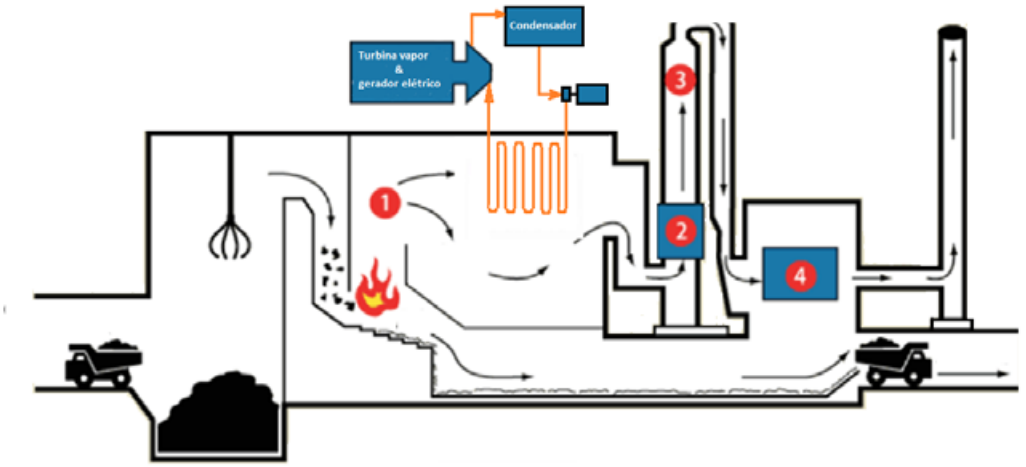


Figura 3. Planta de geração de potência, via ciclo vapor, com incineração direta de lixo. Sistemas de remoção de NOx, (1); mercúrio e dioxinas (2); ácidos (3); material particulado (4)

Inúmeros sítios no país tiveram sua operação encerrada pelo esgotamento de capacidade ou, mais recentemente, para atender à legislação específica vigente. Grandes projetos para recuperação energética do lixo (metano) e ações de reciclagem são práticas mais atuais no Brasil. Contudo, não se tem notícia de projeto de mineração mais abrangente, onde, além do gás de aterro, outras fontes energéticas são exploradas para geração de eletricidade.

2. MINERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS

Em sítios onde há grandes depósitos de matéria orgânica, metano é produzido por decomposição anaeróbica. O gás de aterro, se devidamente coletado, pode ser empregado na produção de calor e/ou trabalho (WtE). No caso brasileiro, há um interesse quase exclusivo na conversão do metano em eletricidade, em ciclos térmicos de motores a gás. Quando o sítio não mais recebe matéria passível de decomposição, ocorrerá, em algum momento, decaimento e esgotamento da produção de metano. Neste caso, do ponto de vista das aplicações WtE, restarão no depósito, como fontes primárias de combustível, materiais sólidos carbonosos como plásticos, papéis, madeira e outros. O emprego sistemático e com viabilidade econômica destes insumos para aplicações WtE depende de um rigoroso balanço energético do sítio obtido por amostragem, processamento e caracterização das fontes primárias depositadas previamente, associados, invariavelmente, às rotas tecnológicas de conversão disponíveis (TRL = 9).

A retirada de insumos para conversão energética ou para o reaproveitamento de metais valiosos e/ou limpeza da área é classificada como mineração de aterro (*landfill mining*) (Krook *et al*., 2012; Kumar & Sharma, 2014; Bhatnagar *et al*., 2017). Cabe lembrar que a retirada de metano para aplicações WtE é também considerada uma atividade de mineração de aterro. A mineração de aterro é um meio de se subir até dois níveis na pirâmide invertida apresentada na Figura 1.

Recentemente, Márquez *et al*. (2019) analisaram 112 projetos de mineração de aterro, relatados desde 1953, sendo 40% na Europa, 31% na América do Norte, 21% na Ásia e 4% no Oriente. Os autores não identificaram projetos de mineração na América do Sul, na África nem tampouco na Austrália. Do ponto de vista metodológico, este trabalho tem, portanto, elevado grau de ineditismo no Brasil.

Jones *et al*. (2013) sugerem que a mineração de aterro deve ocorrer num contexto mais abrangente (*Enhanced Landfill Mining*), de tal sorte que o acondicionamento, a escavação, a valorização integrada dos depósitos materiais e energéticos devem ser implementados por transformações tecnológicas inovadoras e respeitando critérios sociais e ecológicos. Conceitualmente, a mineração abrangente incorpora metas de redução de CO_2 e poluentes advindos dos processos de valorização tanto para produtos como energéticos (Jones *et al*., 2013). Ao longo do texto, Mineração Abrangente de Aterro Sanitário será referenciada como MAAS.

Segundo Bosmans *et al*. (2013), a mineração abrangente de aterro permite ao sistema gestor selecionar o momento adequado para "valorizar" os depósitos como fonte de matéria-prima (WtP – *Waste to Products*) e/ou como fonte energética (WtE – *Waste to Energy*), a depender do nível das tecnologias associadas. Aquilo que não pode ser reutilizado num dado momento pode ser reservado para mineração futura. Os autores observam que a atividade de mineração abrangente pode ser vista como uma valorização iterativa objetivando aterros novos e antigos.

Conforme destacado por Hermann *et al.* (2016), um projeto para mineração de aterro envolve um grande número de *stakeholders* em função dos diversos fatores ambientais e socioeconômicos relacionados com a atividade. Hölzle (2019) sugere que flexibilidade, pragmatismo e coordenação dos *stakeholders* são fatores chaves no negócio, dada a complexidade e particularidade de cada projeto e suas diversas interfaces. A tomada de decisão para se levar adiante um projeto de mineração de aterro deve, obviamente, ser fundamentada por um conjunto de diretrizes previamente estabelecidas. Este capítulo, portanto, busca sintetizar os elementos principais que precisam ser considerados num projeto abrangente de mineração de aterro (MAAS).

A Figura 4 apresenta, esquematicamente, uma proposta para mineração abrangente de aterro sanitário urbano da região central de Brasília, atendendo a requisitos do Projeto RAEESA. Com base no potencial energético e de materiais com valor de mercado e pela necessidade de se reduzir a emissão de poluentes, é possível elencar alguns potenciais *stakeholder* do projeto.

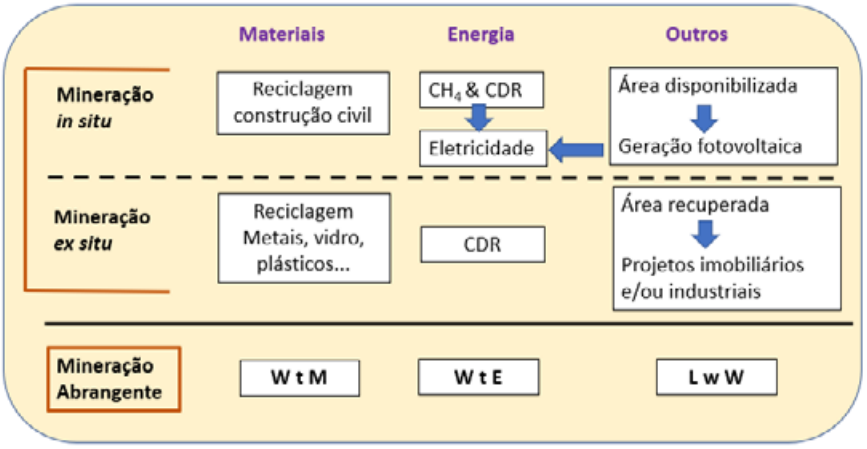


Figura 4. Esquematização de um projeto MAAS

O investimento num projeto de mineração requer, naturalmente, uma avaliação multidimensional, abrangendo elementos técnicos e socioeconômicos que permitam definir o potencial do aterro para futura exploração comercial (Winterstetter *et al.*, 2018; Zhou *et al.*, 2015; Laner *et al.*, 2019).

Winterstetter *et al.* (2018) apresentaram um processo para a classificação dos recursos buscando avaliar a potencialidade de mineração economicamente sustentável de aterro, dividido em cinco fases considerados para cada uma delas os objetivos, fatores de influência e métodos que fundamentem o processo decisório. Segundo os autores, devem-se considerar os seguintes fatores sistêmicos na avaliação:

- legislação local;
- estruturas institucionais e organizacionais;
- desejo político/governamental;
- práticas prévias em sistemas energéticos;
- infraestrutura regional;
- mercado local para produtos secundários;
- valor de *commodities* no mercado global; e
- custo local da terra.

A mineração é *in situ* quando os processos ocorrem inteiramente na área do depósito, e *ex situ* quando o material é retirado, transportado e processado em localidade distinta. Os gases leves combustíveis da pirólise, por exemplo, podem ser consumidos *in situ*, juntamente com o metano. Alguns subprodutos processados da mineração *in situ* podem ter destinação final *ex situ*, como, por exemplo, óleo, carvão da pirólise, cinzas, entre outros. Tais insumos podem ser tratados *ex situ* objetivando a sua padronização e seu incremento de qualidade como fontes energéticas (beneficiamento). Esta opção pode ser comercialmente viável, dada a alta densidade energética dos subprodutos (óleo e carvão).

Dada a complexidade e elevado custo da atividade de mineração, pode ser oportuno ou mesmo mandatório dividi-la em etapas. Sugere-se que, num momento inicial, ocorra mineração *in situ*, com foco nas aplicações WtE. Isto é, o material é processado na própria área do aterro objetivando a separação e o consumo de insumos energéticos. No decorrer da mineração *in situ*, seria conveniente classificar e quantificar materiais não energéticos com valor de mercado (*Waste to Materials*) para estudo de viabilidade da mineração *ex situ*. Nesta modalidade, o material é coletado no aterro e transportado para ser minerado numa outra localidade e por agente especializado, seja para produzir CDR, ou recuperar metais e outros substratos com valor de mercado, ou ambos. A rápida retirada de lixo do depósito, para processamento *ex situ*, permite que a área disponibilizada abrigue sistemas fotovoltaicos, heliotérmicos, projetos imobiliários e/ou industriais (LwW: *Land without Waste*). Esta última categoria (LwW) está sendo proposta no âmbito deste capítulo.

Na mineração *in situ*, cabe destacar que a disponibilização de área (LwW) ocorre num ritmo mais lento se comparada com a retirada do lixo para mineração *ex situ*. Pode-se, contudo, combinar as estratégias quando a área ocupada pelo aterro for de grandes dimensões e provida de infraestrutura, como eletricidade, água, acesso para trabalhadores etc. Na medida em que a mineração *in situ* disponibilizar área, esta pode ser comercializada ou arrendada, tornando-se *ex situ* para projetos que guardem sinergia com a primeira. Dessa forma, economiza-se no transporte do material depositado para posterior processamento (mineração). Obviamente, uma avaliação mais aprofundada é necessária para definir o melhor cenário para Brasília, atendendo às expectativas dos principais *stakeholders*.

Einhäupl *et al*. (2019) estudaram a integração de *stakeholders* na avaliação de projetos de MAAS para identificar lacunas de conhecimento e incertezas relacionadas à implementação de inciativas desta natureza atendendo a necessidades destes (*stakeholders*). Como exemplo de importante *stakeholders* de projetos MAAS, destacam-se os responsáveis pelo aterro, instituições governamentais, provedores de tecnologia, a academia e a sociedade local. As seguintes questões foram realizadas para os potenciais *stakeholders*, e podem ser adaptadas para o caso brasileiro:

1. O que é um aterro sanitário?
2. Em linhas gerais, descreva quais vantagens e desvantagens estão associadas à existência de aterros?
3. Pensando num aterro sanitário, quais sensações predominam, positivas ou negativas?
4. Quão familiar é o conceito de mineração de aterro e mineração abrangente de aterro?
5. A mineração de aterro, qualquer que seja a modalidade, deve ser incentivada?
6. No nível profissional, estaria disposto a participar de projeto de mineração de aterro? Se positivo, cite três razões para tal.

7. Liste quais as principais vantagens/oportunidades vislumbradas/identificadas em projetos de mineração de aterro.
8. Liste quais seriam os grandes benefícios ambientais advindos da mineração de aterro.
9. Liste quais seriam as principais desvantagens/riscos na realização de projetos de mineração de aterro.
10. Liste, de acordo com sua percepção, quais os principais impactos ambientais negativos de projetos de mineração de aterro.
11. Liste, de acordo com sua percepção, quais seriam os desafios principais para a realização de projetos de mineração de aterro.
12. Identifique, de acordo com seu conhecimento, quais barreiras e/ou motivações emergiriam na implementação de projetos de mineração de aterro.
13. Quais instrumentos regulatórios, de acordo com seu conhecimento, afetariam projetos de mineração de aterro?
14. Destaque possíveis mercados, produtos e resultados da mineração de aterro.
15. Pela sua experiência, liste possíveis desafios sociais para a execução de projetos de mineração de aterro.
16. De acordo com seu conhecimento, quais seriam os atores mais influentes quando se consideram o planejamento e a realização de projetos e mineração de aterro?
17. Quem deveria ser responsável por regular e/ou dar visibilidade a projetos de mineração de aterro?
18. Como as autoridades e sua instituição lidariam com as incertezas relativas a projetos de mineração de aterro?
19. Quais as expectativas positivas nos níveis pessoal e institucional relativas à execução de projeto de mineração de aterro?

A remediação ambiental de áreas degradadas por aterros se torna mais viável tecno-economicamente aplicando-se conceitos e práticas da mineração abrangente de aterros, como se demonstrará ao longo deste capítulo. A Figura 5 apresenta os principais processos de uma mineração de aterro.

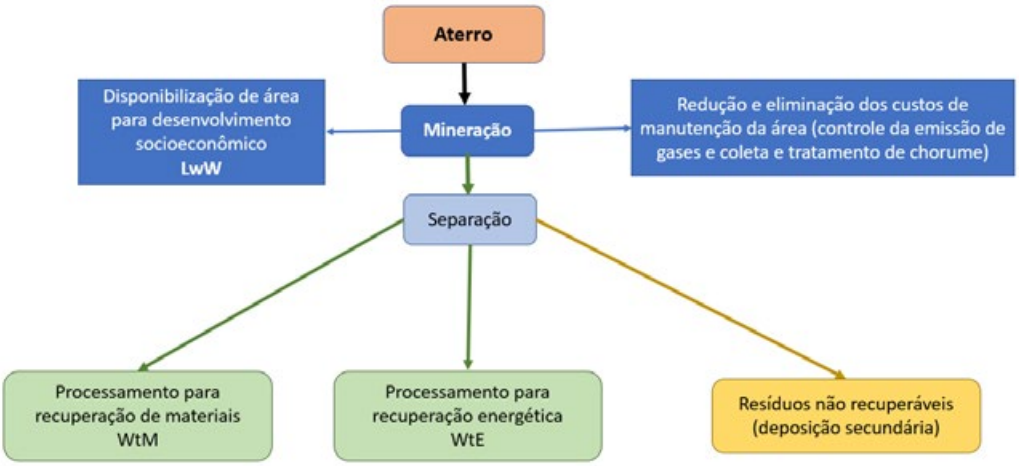


Figura 5. Fluxograma de processos na mineração de aterro

Conforme ilustrado, a mineração abrangente de depósitos de lixo pode resultar em três produtos nobres: eletricidade, pela transformação termodinâmica da energia intrínseca do lixo; (WtE – *Waste to Energy*), materiais de valor agregado, pela reciclagem (WtM – *Waste to Materials*) e área, pela retirada do lixo e neutralização dos poluentes (LwW – *Land without Waste*).

A mineração abrangente traz dois benefícios diretos ao longo do processo: a reciclagem de materiais e a recuperação energética do lixo. Se, paralelamente, medidas para tratar os poluentes também forem implementadas, ter-se-ia um benefício adicional relacionado à descontaminação da área, que isenta de lixo, materializaria o quarto benefício, isto é, disponibilização da área para exploração socioeconômica. Estas ações, contudo, precisam ser conduzidas de forma integrada e com a participação dos *stakeholders* principais. Um projeto de mineração requer investimentos de capital, de operação e controle do aterro. Parte do investimento pode ser recuperado pela reciclagem de metais e outros materiais de valor, pela venda de eletricidade e, na medida em que o processo avance, pela possível comercialização da área recuperada.

Zhou *et al*. (2015) fizeram uma análise de custo benefício de um projeto de mineração de lixo na China para verificar a viabilidade econômica da inciativa, baseada no indicador *Net Present Value* (NPV) ou Valor Presente Líquido (VPL). O modelo possuía oito indicadores de custo e nove indicadores de benefício. Quatro cenários foram analisados:

1. a área disponibilizada seria empregada para desenvolvimento socioeconômico, e eletricidade seria produzida via incineração;
2. a área disponibilizada não teria aplicação comercial, e a eletricidade seria produzida via incineração;
3. a área disponibilizada seria empregada para desenvolvimento socioeconômico, e seria produzido CDR para comercialização; e
4. a área disponibilizada não teria aplicação comercial, e seria produzido CDR para comercialização.

No estudo de Zhou *et al*. (2015), os custos (C) e benefícios (B) foram elencados em:

- preparação do sítio, C1;
- aluguel de equipamento para escavação e atividades correlatas, C2;
- aluguel de equipamento para separação e seleção, C3;
- construção civil associada, C4;
- pesquisa associada a pré-mineração, C5;
- processamentos do lixo, C6;
- transporte de material, C7;
- deposição final de não recuperáveis, C8;
- valor da área recuperada para uso socioeconômico, B1;
- área recuperada sem reinvestimento, B2;
- reciclagem de material arenoso, B3;
- reciclagem de material rochoso e de construção, B4;
- reciclagem de metais e vidro, B5;
- produção de CDR, B6;
- produção de eletricidade (incineração), B7;
- custo evitado na coleta e tratamento de chorume, B8; e
- não emissão de gases poluentes e do efeito estufa, B9.

O sítio estudado possuía área de 11,3 hectares com aproximadamente 501.000 toneladas de lixo, dividido nas seguintes frações:

- ~75% material arenoso (solo);
- ~15% material combustível, com poder calorífico médio de 23.6 MJ/kg;
- ~8% material rochoso; e
- ~2% de metais, vidro etc.

Os resultados da análise indicaram que os maiores custos seriam, em ordem decrescente, C2, C6 e C7, totalizando 88,2% do custo total. Os principais benefícios, em ordem crescente, foram B7, B1 e B3, perfazendo 81,3% dos benefícios financeiros. De forma resumida, os maiores custos estão associados ao aluguel de equipamentos, processamento e transporte, enquanto os benefícios majoritários estão na comercialização da eletricidade (ciclo vapor), recuperação da área para empreendimentos e reciclagem de material arenoso. Cabe destacar que não foi considerada na análise a produção de eletricidade via combustão de metano. No estudo de Zhou *et al*. (2015), o retorno da comercialização de CDR seria aproximadamente 11 vezes inferior ao da produção direta de eletricidade via incineração aplicada a ciclo vapor. Todos os cenários apresentaram VPL > 0, sendo que os máximos valores de retorno ocorreram disponibilizando a área para desenvolvimento socioeconômico, associada à produção de eletricidade via incineração.

Nesse sentido, pode-se antecipar que a proposta original do Projeto RAEESA, do ponto de vista da maximização da produção de eletricidade, via queima de metano, gás produzido pelo CDR combinado com sistema fotovoltaico (exploração econômica da área disponibilizada), tem potencial para VPL > 0.

No que concerne à produção de eletricidade, a partir de insumos minerados do aterro, destacam-se as seguintes rotas:

- conversão do CDR (gaseificação ou combustão) ou gás de aterro para geração de vapor (ciclo Rankine);
- uso do gás de aterro em motores de combustão interna (ciclos Brayton e Otto);
- conversão do CDR para produzir gás de pirólise ou de gaseificação para motores de combustão interna.

O detalhamento dessas rotas será apresentado em seção posterior deste capítulo.

3. MAAS - AMOSTRAGEM, PROCESSAMENTO E CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS

Em projetos cujo foco principal é a produção de eletricidade, a partir de insumos minerados combinados com geração fotovoltaica e/ou heliotérmica por hibridização, a mineração deve ser iniciada na modalidade *in situ*. No caso do aterro de Brasília, os *stakeholders* principais seriam a Companhia Energética de Brasília (CEB), o Serviço de Limpeza Urbana (SLU), a comunidade local e a Universidade de Brasília (UnB). Conforme destacado, a viabilidade do projeto passa por uma caracterização do potencial do aterro na recuperação de insumos materiais para reciclagem e energéticos para a produção direta de eletricidade. A seguir, apresentam-se algumas experiências mundiais na amostragem e classificação de aterros antigos.

Prechthai *et al*. (2008) avaliaram o potencial de mineração de aterro na produção de recicláveis. O aterro estudado, na província de Nonthaburi na Tailândia, operou por 25 anos, tinha 102.800 m^2 de área com três metros de altura. Amostras foram retiradas a um, dois e três metros de profundidade. Os autores concluíram que a fração de lixo com partículas superior a 50 mm, correspondendo a 69% do total minerado, era constituída principalmente de plásticos, apresentando elevado potencial de reciclagem como combustível, na forma de CDR. A fração de lixo menor que 25 mm, correspondendo a 18% do total minerado, apresentava potencial para compostagem pela forte presença de material arenoso. O trabalho indicou, também, que a composição do lixo varia em função do grau de decomposição deste.

Kaartinen *et al*. (2013) avaliaram um depósito de lixo que operou por 10 anos na cidade de Kuopio, na Finlândia. A área do depósito equivale a 32.000 m^2, com 30 m de altura. Como resultados principais destacam-se:

- fração mássica
  - 31% a 35% com tamanho superior a 100 mm;
  - ≅ 15% com tamanho entre 40 mm a 100 mm;
  - ≅ 7% com tamanho entre 20 mm a 40 mm; e
  - 43% a 47% com tamanho menor que 20 mm.

- distribuição por tipo de material com tamanho entre 20 mm e 100 mm
  - ≅ 23% plásticos;
  - ≅ 5% papel e papelão;
  - ≅ 7% tecidos,
  - ≅ 7% madeira;
  - ≅ 6% terra;
  - ≅ 4% metais;
  - ≅ 45% material com tamanho inferior a 20 mm, não classificado; e
  - restante (≅ 3%) não identificado.

O poder calorífico das amostras secas variou entre 20 MJ/kg e 25 MJ/kg. O processamento do lixo, incluindo trituração, separação magnética, e técnicas de separação física (filtragem), foi considerado extremamente satisfatório, a despeito da umidade e impurezas do material. No estudo, foram processados 57.777 m^3 de lixo.

Bhatnagar *et al*. (2017) realizaram um estudo de caso para estimar o valor de materiais depositados em um aterro na Estônia e suas respectivas oportunidades mercadológicas. Com relação aos recuperáveis (WtE & WtM), a escavação apresentou as seguintes frações mássicas: 38% de plásticos; 15% de papel e madeira; 6% de metais e 4% de borracha. Com base nestes resultados, os autores realizaram uma estimativa do potencial mercadológico, concluindo que a comercialização do lixo minerado seria lucrativa.

Canopoli *et al*. (2018) conduziram uma extensa revisão do impacto das reações químicas inerentes a aterros na degradação e/ou contaminação de plásticos, que são parte relevante na produção de material combustível dos depósitos. Entre outras conclusões, os autores destacam que plásticos minerados possuem alto teor de cinzas, impurezas e metais pesados, comparativamente a plásticos menos degradados. Com base nestas características, os autores sugerem a pirólise como tecnologia de reaproveitamento, em detrimento da reciclagem e incineração.

Mais recentemente, Hölzle (2019) avaliou dados de oito sítios com mineração de lixo na Alemanha. A análise teve foco no fluxo de materiais, num contexto regional. No total, foram escavados mais de 121 mil Mg (~75 mil m^3) de lixo depositado entre 1950 e 1980. As frações mássicas escavadas apresentaram uma predominância material arenosa (87%) e 5% de material de demolição que, juntamente com uma pequena quantidade de material energético e metais, resultaram em:

- 5% material arenoso de superfície para reúso;
- 0,3% de metais e menos de 0,1% de asfalto reciclados;
- 86% de solo, 5% de material de demolição e menos de 0,1% de asfalto recuperados (WtM);
- 1,9% de plásticos, 1,5% de madeira e 0,1% de pneus, recuperados na forma de energia (WtE); e
- 1,7% solo e menos de 0,1% de asfalto depositados de volta no sítio.

Considerando-se que a parte relevante da mineração ocorreu *ex situ*, com distância média de transporte de 122 km, foram necessários 103 MJ de diesel e 1,9 MJ de eletricidade por tonelada de lixo escavado. As estimativas de recuperação de energia, em termos de calor gerado, indicaram a possibilidade de se obterem 152 MJ/Mg de plástico, 10 MJ/Mg de madeira e 13 MJ/Mg de pneus, com eficiências de conversão térmica de 41,3%, 27% e 80%, respectivamente. Nestes termos, o balanço energético se mostrou positivo. Com base nos dados apresentados, pode-se concluir que, na mineração *ex situ*, parte relevante da energia investida é consumida no transporte do aterro até a unidade de separação e processamento. Portanto, a mineração *in situ* e/ou *ex situ*, em localidades próximas do aterro, podem ser uma estratégia eficiente para melhorar o balanço energético da mineração.

4. CONVERSÃO ENERGÉTICA – SOLUÇÕES TECNOLÓGICAS NO ÂMBITO MAAS

4.1 Características Básicas dos Insumos Principais

RSU é composto por uma mistura de vários componentes em proporções que variam, dependendo, entre outros fatores, da cultura e nível de desenvolvimento da sociedade local. Como referência, a Tabela 1 apresenta a composição elementar de diversas categorias de materiais encontrados em lixo urbano. Verificam-se índices de carbono, hidrogênio e oxigênio entre 0,4% e 86%, 0,10% e 11% e 0,0% e 44%, respectivamente. Nos índices de nitrogênio e enxofre oscilam entre 0,4% e 2,39% e 0,0% e 1,1%, respectivamente.

Tabela 1. Composição elementar de constituintes principais de lixo urbano

Constituinte	Análise Elementar (%)				
	C	H	O	N	S
Madeira	42,4	6,13	39,39	1,07	0,72
Papelão	38,36	5,66	38,79	0,43	0,57
Tecidos	46,32	5,45	39,37	0,69	0,57
Alimentos	40,50	5,95	43,53	2,39	0,66
Papel	40,35	5,55	40,80	0,68	0,65
Plástico de garrafas	63,03	4,20	32,23	0,16	0,38
Plástico de embalagens	76,39	9,97	3,36	0,38	0,94
Outros plásticos	85,42	10,10	2,59	0,21	1,02
Vidros	0,40	0,10	0,00	0,13	0,00
Metais	4,25	0,27	0,00	0,44	0,00

A distribuição destes componentes principais no RSU define, para cada caso, uma composição média que precisa ser considerada num contexto de mineração, pois terão forte influência nas conversões térmicas, bem como na emissão e formação de poluentes secundários. Tais índices estão, naturalmente, relacionados também com a tecnologia de conversão energética escolhida.

Bosmans *et al.* (2013) realizaram uma extensa revisão das principais tecnologias de conversão energética (WtE) de resíduos sólidos, no âmbito da mineração abrangente de aterros. As tecnologias avaliadas se limitaram àquelas em estágio comercial (TRL = 9) ou qualificadas e demonstradas em testes (TRL = 8):

- combustão ($0,7 < \Phi < 1,0$);
- pirólise ($\Phi \rightarrow \propto$), convencional e a plasma; e
- gaseificação ($1,5 < \Phi < 4,5$), convencional e a plasma.

As tecnologias acima são apropriadas para insumos derivados de resíduos com as composições limites e outras propriedades apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Propriedades energéticas para RSU e CDR (Bosmans *et al.*, 2013)

	base	RSU	CDR
Análise Imediata (kg_i/kg_{tot})			
Umidade (%)	Úmida	31,0–38,5	2,9–38,7
Voláteis (%)	Seca, sem cinzas	87,1	74,6–99,4
Cinzas (%)	Seca	16,6–44,2	7,8–34,5
Energia Intrínseca			
PC (MJ/kg)	Seca, sem cinzas	12,1–22,5	16,1–29,3
Análise Elementar (kg_i/kg_{tot})			
C (%)	Seca, sem cinzas	33,9–56,8	42,5–68,7
H (%)	Seca, sem cinzas	1,72–8,46	5,84–15,16
O (%)	Seca, sem cinzas	22,4–38,5	15,8–43,7
N (%)	Seca, sem cinzas	0,7–1,95	0,22–2,37
S (%)	Seca, sem cinzas	0,22–1,4	0,01–1,27

Sebastian *et al*. (2019) apresentaram, num diagrama de Tanner, as propriedades básicas de CDR, com base na análise imediata, que o torna adequado para combustão, considerando a conversão da parcela volátil do combustível. A Figura 6 localiza a região de CDR com as características apresentadas na Tabela 2. A região em tom cinza indica impossibilidade para incineração, isto é, umidade superior a 50%, massa de cinzas superiores a 60% e matéria volátil inferior a 75%. É de se destacar a ocorrência de elevados teores de cinza e umidade, para ambos, RSU e CDR, exigindo cuidado na escolha dos parâmetros operacionais do sistema de conversão.

A despeito destes valores, observa-se que a combustão de CDR é uma rota viável termodinamicamente e pode ser uma opção para o aterro de Brasília. A incineração de RSU, *a priori*, está descartada, uma vez que há necessidade de se minerar e separar o material combustível, tornando-o mais homogêneo e com maior densidade energética, com características mais próximas, portanto, de CDR. Em se tratando de CDR, é mais adequado considerar a recuperação energética pelas rotas da combustão, pirólise ou gaseificação, que no caso de RSU é feito por incineração. Com base na Tabela 2, pode-se concluir, também, que o emprego direto de RSU como insumo para pirólise e gaseificação é inapropriado devido ao elevado teor de umidade. Já o CDR, com índices intermediários de umidade, é adequado para a gaseificação e, praticamente, isento de umidade, torna-se apropriado para a pirólise. Ambos os insumos possuem poder calorífico atraente para conversões energéticas, particularmente após secagem, com pequena vantagem para o CDR. A depender da tecnologia de gaseificação e pirólise, o teor de cinzas e, particularmente, o ponto de fusão destas podem ser fator limitante da temperatura máxima do processamento térmico. Não obstante, existem reatores especificamente desenhados para operar com cinzas no estado líquido (fusão), tornando essa restrição irrelevante.

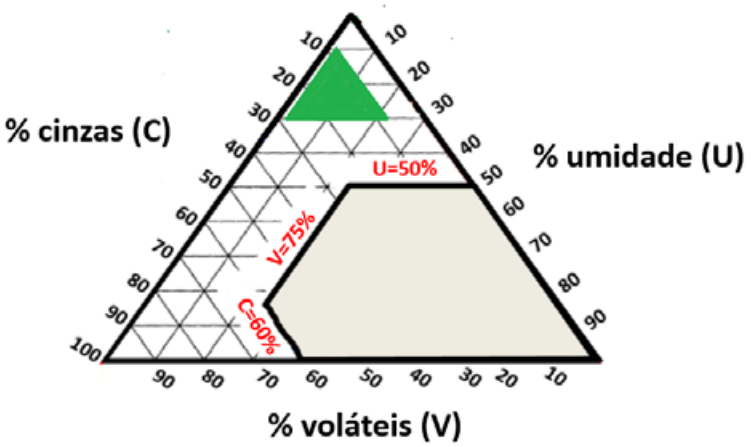


Figura 6. Diagrama de Tanner para o CDR (em verde) apresentado na Tabela 1

A partir da fonte de dados de análise elementar da plataforma Phyllis (2011), calcularam as razões atômicas H/C e O/C de RSU e CDR, em base seca e isenta de cinzas, apresentadas no diagrama de Van Krevelen da Figura 7, juntamente com os constituintes básicos de RSU e carvão de RSU obtido em diferentes temperaturas de processamento. A fração orgânica de RSU apresenta valores intermediários de H/C e elevados valores de O/C. Os componentes plásticos têm reduzidos valores de O/C, sendo que o de embalagem é basicamente um hidrocarboneto

(CxHy). O RDF apresenta valores elevados de H/C, distribuídos entre O/C de aproximadamente 0,2 a 0,8. A carbonização da fração orgânica de RDF reduz os níveis de H/C e O/C. Os valores limites de H/C e O/C são de 0,4-1,1 e 0,24-0,31, respectivamente, tornando o insumo apropriado para a produção de gás de síntese com baixos índices de alcatrão.

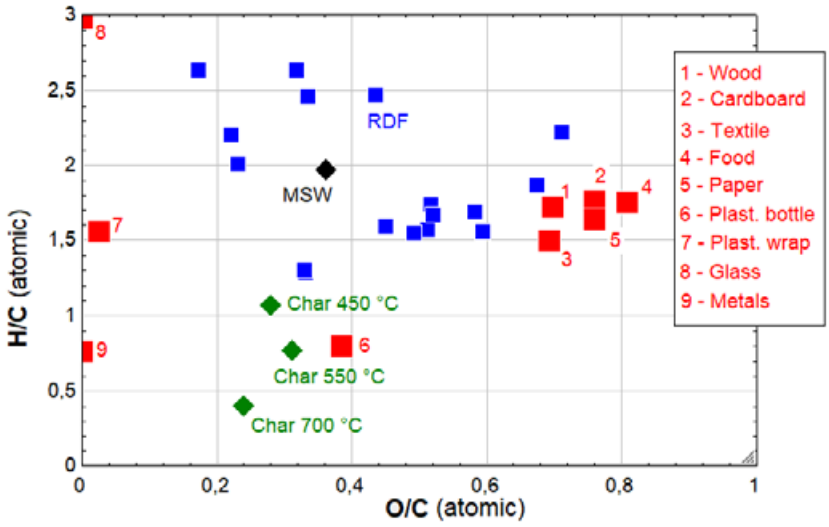


Figura 7. Diagrama de Van Krevelen de insumos energéticos sólidos (MSW e RDF: Phyllis, 2011), carvão (Yang *et al.*, 2018), constituintes básicos (Baawain et al., 2017)

Observando-se os dados da Tabela 2, no que concerne ao limite superior do teor de voláteis (> 99%), há a possibilidade de se obter CDR quase exclusivamente de material plástico. Consequentemente, a pirólise desta classe de insumo produz elevados níveis de gás e líquido e reduzidos teores de carvão. Já o CDR sem plástico, com baixos teores de H/C, é apropriado para a carbonização para intensificar o conteúdo energético do insumo. Deve-se atentar para elevado teor de cinzas tanto do RSU quanto do CDR. O elevado conteúdo de material inerte nos insumos se reflete num baixo poder calorífico destes e na limitação da temperatura de conversão (pirólise, gaseificação e combustão), se a fusão de cinzas deva ser evitada por questões tecnológicas. Nesse sentido, as rotas com emprego de plasma se mostram mais adequadas considerando que os reatores foram desenhados para acomodar tal fenômeno.

Baawain *et al.* (2017) avaliaram a composição elementar de RSU da cidade de Moscat (Oman) a partir da contribuição dos seus componentes principais, isto é, madeira, cartolina, tecidos, papel, garrafas, embalagens e outros substratos plásticos e da porcentagem destes no RSU. A fórmula química sugerida, incluindo enxofre, foi $CH_{1,84}O_{0,56}N_{0,01}S_{0,004}$. Tais valores colocam o RSU, analisado na região do RSU da Figura 7, na fronteira com a região de CDR.

Nobre *et al.* (2019) degradaram termicamente amostras de CDR na faixa de temperatura de 200°C a 400°C, com incrementos de 50°C e tempos de reação, nas respectivas temperaturas máximas, de 15, 30 e 60 minutos. Baixas temperaturas (< 300°C) indicam torrefação; e as mais elevadas (≥ 300°C), carbonização. O CDR obtido por carbonização a 400°C em 60 minutos está indicado na Figura 7 (carvão CDR). Os níveis de H/C (1,16) e O/C (0,23) obtidos podem antecipar que o insumo é apropriado para produção de gás de síntese (gaseificação) com baixos índices de alcatrão.

Outro importante recurso energético que pode ser minerado dos depósitos é o gás de aterro, como destacado na Figura 2. Esta rota é sempre desejável na medida em que evita a liberação de metano para atmosfera, se evita também a correspondente emissão de CO_2 se este for simplesmente oxidado ou como substituto de combustível fóssil, caso seja usado para geração de eletricidade ou calor. A Figura 8 apresenta as diferentes fases de produção do gás de aterro e as proporções típicas dos constituintes principais após a fase 4.

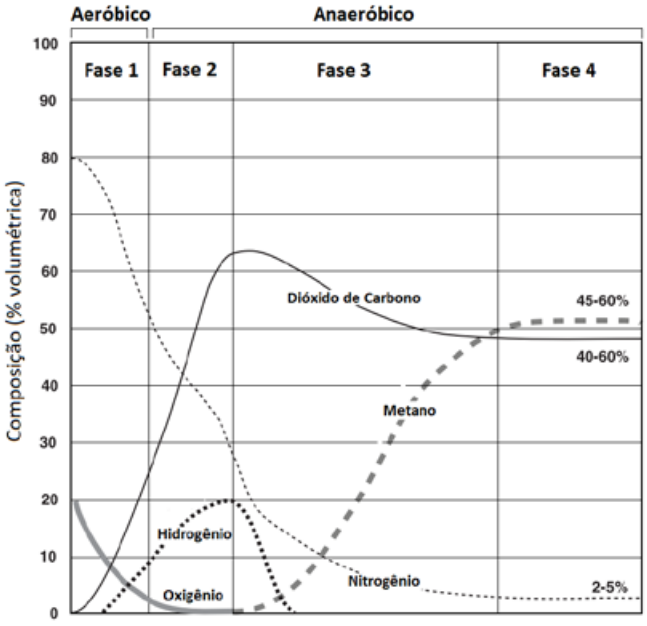


Figura 8. Fases de produção de gás de aterro (EPA, 1997)

O gás contém traços de oxigênio (0,1-1%), amônia (0,1-1%), outros compostos orgânicos (0,01-0,6%) e compostos à base de enxofre (0-1%). Este perfil, contudo, não se mantém constante. A capacidade produtiva do aterro diminui quando material orgânico não é mais depositado. O decaimento na produção pode ser estimado por diversos modelos matemáticos disponíveis na literatura (Kumar & Sharma, 2014; Kumar & Samadder, 2017; Fei *et al*., 2019).

Na faixa de concentração de 30% a 60% (base volumétrica), o gás de aterro possui poder calorífico inferior entre 9.935 kJ/Nm^3 e 19.871 kJ/Nm^3 apropriado como combustível de queimadores para produção de calor e para motores de combustão interna, do ciclo Otto, Brayton e combustão externa, ciclo Stirling e Rankine orgânico, por exemplo.

Niskanen *et al*. (2013) realizaram um estudo comparativo da produção de metano em aterro antigo (9,1 hectares) e novo (7,8 hectares), bem como investigaram os níveis de emissão de gases de efeito estufa em três cenários: (1) consumir o gás de aterro em motogeradores a gás para geração de eletricidade; (2) utilizar o gás de aterro para aquecimento; e (3) concentrar o gás para a produção de biometano. Os autores concluíram que a alternativa 1, consumir o gás de aterro para a produção de eletricidade em motores de combustão interna, apresenta os menores índices de emissão de gases de efeito estufa combinando-se a produção dos dois aterros. Nesse cenário, o aterro antigo seria responsável por aproximadamente 12% do fornecimento de gás para a planta de potência.

O gás de aterro pode ter múltiplas destinações em ciclos de potência ou de calor, ou ambos, em plantas de ciclo combinado. Por exemplo, Pawananont & Leephakpreeda (2017) realizaram estudos de viabilidade para a produção de eletricidade, em sistema de baixa potência, empregando gás de aterro com fonte de energia em ciclos de motor de combustão interna, ciclo Rankine orgânico e motor Stirling. O custo atual de eletricidade (LCOE) para o motor a gás, ciclo orgânico e motor Stirling, foi de 0.11US$/kWh, 0.30 US$/kWh, 0.42 US$/kWh, respectivamente. Os autores sugerem que a vantagem do ciclo de motor a gás foi devido à elevada disponibilidade do equipamento no mercado local (custo de aquisição), a menor espaço de instalação com elevada produção de eletricidade por unidade, frente aos outros ciclos térmicos.

No caso da mineração de aterro, o combustível a ser utilizado (CDR) é resultado da coleta da e pré-processamento do RSU depositado. Uma vez elencadas as possíveis rotas de conversão, a princípio com base nos respectivos níveis de maturidade tecnológica, devem-se, num segundo momento, avaliar os custos associados de implantação e operação da planta. Tais custos serão somados àqueles oriundos do processo de mineração e adequação dos insumos energéticos (RSU → CDR).

4.2 Custos Básicos das Tecnologias de Conversão Térmica

Ouda *et al*. (2016) apresentaram um comparativo de faixas de custo de diferentes tecnologias (Figura 2) empregadas na extração de energia de RSU em custos de investimento e operação. Os valores estimados estão apresentados na Tabela 3. Os custos estão normalizados para o período de um ano. Os custos totais de capital devem ser multiplicados pelo número de toneladas processadas anualmente e pelo número de anos equivalente à vida útil do projeto. Os custos operacionais são normalizados pela massa processada, em toneladas. Como exemplo, se uma planta de gaseificação processa 100 Mg/dia, seu custo anual médio de operação será de US$ 91.500,00, e o custo inferior (17 US$/Mg/ano) de instalação da planta seria aproximadamente de US$ 62.220.000,00, para 20 anos de operação.

Tabela 3. Faixas de custos (capital e operação) para diferentes tecnologias WtE

Tecnologia	Custos de capital (US$/Mg/ano)	Custos operacionais (US$/Mg)
Incineração	14,5–22	1,5–2,5
Pirólise	17–25	2–3
Gaseificação	17–25	2–3
Pellets de CDR	7,5–11,3	0,3–0,55
Gás de aterro	0,1–0,14	residual

Young (2010) relata custos de capital para projetos de incineração, pirólise e gaseificação da ordem de 116, 87 e 81 milhões de dólares para plantas com capacidade de 500 Mg por dia, operando por 20 anos. Nestes níveis de processamento, os custos estimados para operação de plantas de incineração, pirólise e gaseificação são da ordem de 8,2, 7,2 e 7,0 milhões de dólares anuais, respectivamente. A eficiência de conversão das tecnologias é relativamente similar acarretando produção de eletricidade de 544, 571 e 685 kWh/Mg, respectivamente para a incineração, pirólise e gaseificação. Pode se verificar que, segundo as fontes citadas, os valores tanto de instalação quanto de operação de plantas de pirólise e gaseificação são similares, com ligeira vantagem para a segunda.

Neuwahl *et al*. (2019) listaram as capacidades de processamento de tecnologias de conversão típicas por planta simples. As faixas de capacidade de conversão, em toneladas diárias, são 120-270, 10-100 e 250-500, para incineração, pirólise e gaseificação. A menor capacidade de equipamento de pirólise pode demandar o emprego de uma série de equipamento em paralelo, caso a conversão diária seja, portanto, maior que 100 Mg/dia.

Verifica-se que as tecnologias de conversão térmica, incineração (combustão), pirolise e gaseificação, apresentam custos elevados de capital e operacionais, comparativamente à produção de gás de aterro. Os valores estimados para as tecnologias de conversão térmica são relativamente próximos em termos de custos operacionais. A faixa de investimento de capital da rota da gaseificação é ampla, provavelmente relacionada com o tipo de reator e do sistema de limpeza dos gases.

Yang *et al*. (2018) propuseram um arranjo para a conversão térmica da parte orgânica de RSU em planta de ciclo combinado via pirólise, onde o carvão derivado fornece calor para o reator, os gases são consumidos em motores a gás, e o óleo é misturado com biodiesel e queimado em motores do ciclo diesel. A eficiência global da planta é da ordem de 60%, inferido pela razão entre a energia de saída e do insumo (entrada). A análise econômica da proposta sugeriu que os custos de produção de eletricidade da rota proposta são compatíveis com os praticados no mercado do Reino Unido.

Tan *et al*. (2015) avaliaram os impactos econômicos, sociais e energéticos na conversão de RSU, na Malásia, por meio da utilização do gás de aterro (*ex situ*), incineração, produção de biogás (rota biológica) e gaseificação, todos convertidos *in situ*. Dos cenários estudados, a incineração com geração de eletricidade e calor foi o mais favorável em termos econômicos e de impactos ambientais, seguido da digestão anaeróbica. Cabe destacar que o estudo foi realizado para lixo novo, não havendo, portanto, atividade de mineração sendo processado *in situ*. No caso do gás de aterro, este seria produzido em depósito sanitário a 60 km da central de processamento de lixo, precisando, portanto, ser transportado para ser convertido energeticamente. Este seria um exemplo típico de mineração *in situ* com conversão *ex situ*.

4.3 MAAS – Rotas Tecnológicas para a Recuperação Energética

A Figura 9 apresenta as principais rotas tecnológicas de conversão energética de RSU num contexto de mineração abrangente de aterro. Neste caso, considera-se que o aterro ainda produz quantidades significativas de gás metano e com poder calorífico suficiente para utilização em máquinas térmicas.

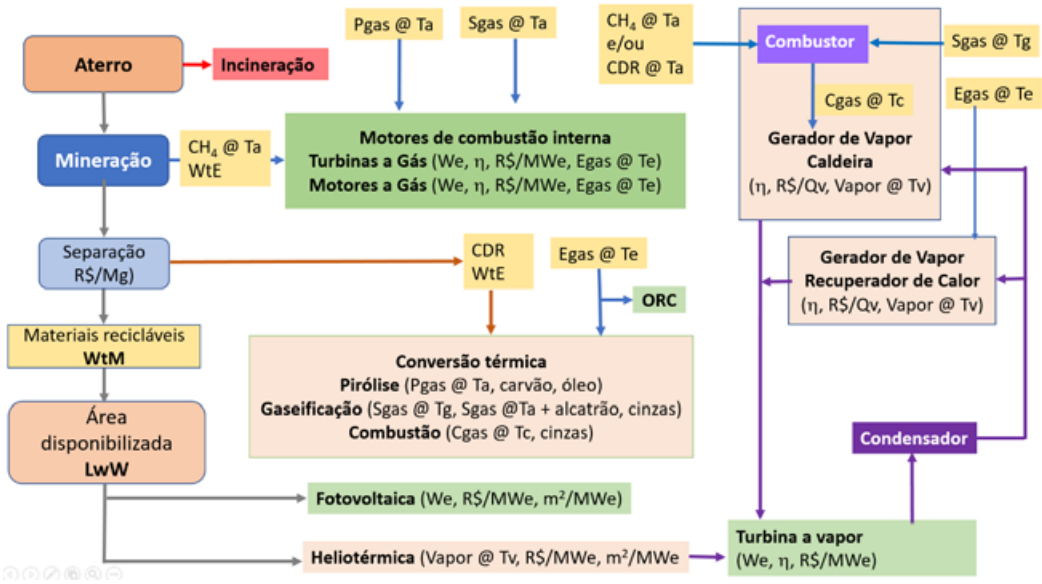


Figura 9. Rotas de conversão energética de RSU com hibridização por energia solar

Na Figura 9 faz-se referência aos fluxos energéticos pela origem e temperatura. Por exemplo "Cgas @ Tc" e "Egas @ Te" indicam, respectivamente, gases quentes da combustão na temperatura de combustão e gás de exaustão na temperatura de exaustão. Esses fluxos energéticos estão sempre direcionados para uma máquina térmica ou componente dela.

Como destacado, a produção final de eletricidade pode ocorrer em três subsistemas, motores de combustão interna, central fotovoltaica, turbina a vapor ou orgânica (destacados em verde). Por similaridade, verifica-se a possibilidade de conversão em duas vertentes principais, a rota "molhada" e a rota "seca", cujo fluido térmico de expansão é a água ou os produtos da combustão, respectivamente.

A rota molhada teria como dispositivo de geração de eletricidade uma turbina a vapor d'água e equipamentos auxiliares como caldeira, sistema heliotérmico, combustor e recuperador de calor. Este último seria necessário caso o projeto MAAS optasse, também, por conversão empregando ciclo combinado a partir de motor de combustão interna (gás ou turbina) destacado como fonte de entalpia sensível contida nos gases de exaustão para a geração de vapor d'água (Egas @ Te).

A rota seca tem como base os motores de combustão interna e a geração fotovoltaica. Ambas as rotas reclamam diversos processos acessórios realizados por equipamentos específicos, notadamente no que concerne à mineração e adequação das fontes energéticas, tanto no estado sólido como gasoso.

Destacadas em rosa na Figura 9 estão as fontes de combustível secundárias (entalpia química) e calor (entalpia sensível). Os combustíveis secundários precisam ser devidamente oxidados (combustão) para gerar calor, insumo fundamental de uma máquina térmica. Verifica-se que os motores à combustão interna podem operar com gás de aterro (CH_4), gás de síntese (Sgas) ou gás de pirólise (Pgas), todos à temperatura ambiente (Ta). Máquinas volumétricas necessitam de reagentes (gás combustível e ar) à temperatura ambiente para não comprometerem a potência de trabalho estipulada pelo fabricante devido ao fator de enchimento do motor.

Em amarelo, destacam-se os insumos energéticos à temperatura ambiente (Ta) e à temperatura de exaustão (Te) dos quais se aproveitam, respectivamente, a entalpia química (h_f^0), a sensível (h_s) ou ambas, da seguinte forma:

- gás de pirólise na temperatura ambiente (Pgas @ Ta) é fonte de entalpia química, convertida em calor após combustão;
- gás de síntese na temperatura ambiente (Sgas @ Ta) é fonte de entalpia química, convertida em calor após combustão;
- gás de síntese na temperatura de gaseificação (Sgas @ Tg) é fonte de entalpia química, convertida em calor após combustão e entalpia sensível, pronto para transferir calor;
- gás da combustão na temperatura de combustão (Cgas @ Tc) é fonte de entalpia sensível, pronto para transferir calor;
- gás de exaustão dos motores na temperatura de exaustão (Egas @ Te) é fonte de entalpia sensível, pronto para transferir calor;
- metano na temperatura ambiente (Ta) é fonte de entalpia química, convertida em calor após combustão; e
- CDR na temperatura ambiente (Ta) é fonte de entalpia química, convertida em calor após combustão.

A entalpia sensível contida nos gases de exaustão dos motores pode ser fonte de calor de processo, se for empregada na conversão térmica de CDR, ou fonte de calor para ciclos vapor e orgânico.

No caso da geração elétrica via turbina a vapor, no contexto da mineração e hibridização, têm-se as seguintes premissas:

- o combustor da caldeira opera com metano na temperatura Ta, gás de síntese na temperatura Tg ou CDR na temperatura Ta;
- caso a planta opere também com motor de combustão interna, os gases de exaustão devem ser empregados para gerar vapor no recuperador de calor; e
- a hibridização com energia solar seria por sistema heliotérmico.

A caldeira geradora de vapor pode operar com três combustíveis: CDR, gás de aterro ou de síntese. Em se tratando de combustíveis com características muito distintas, deve-se definir, *a priori*, qual conversão térmica será empregada, pois esta indicará a tecnologia do combustor da caldeira para oxidar combustíveis sólidos e/ou gasosos. Comparativamente à queima de sólidos, o processo de combustão direta de gás de síntese numa caldeira é mais eficiente e pode ser melhor ajustado em termos de estequiometria local da chama. Assim, menos poluentes secundários são formados, minimizando danos nos trocadores de calor da caldeira e reduzindo os custos de tratamento de efluentes gasosos. Na padronização do combustor, seria oportuno converter CDR em gás (gaseificação ou pirólise) fazendo com que a caldeira opere apenas combustíveis gasosos.

É possível também verificar na Figura 9 que a opção de geração elétrica via turbina a vapor, no contexto da mineração e hibridização, reclama alguns equipamentos auxiliares, a saber:

- unidade condensadora de vapor, que por sua vez necessita de uma fonte permanente de água tratada;
- caldeira recuperadora de calor, se for utilizado algum motor de combustão interna;
- central heliotérmica da hibridização;
- uma caldeira cuja conversão de energia química do combustível ocorra num combustor a gás, de sólidos ou ambos;
- uma central de limpeza dos gases de saída da caldeira (não indicado na Figura 9).

No caso da geração elétrica via motor de combustão interna, no contexto da mineração e hibridização, têm-se as seguintes premissas:

- os combustíveis primários são gás de aterro, de pirólise ou de síntese, todos à temperatura ambiente;
- o calor contido na exaustão dos motores pode ser empregado como fonte de calor de Ciclo Rankine Orgânico (ORC) e/ou no processo de conversão térmica do CDR, tanto para secagem do CDR como para o processo de pirólise ou preaquecimento do agente de gaseificação; e
- a hibridização com energia solar seria por sistema fotovoltaico.

Dependendo da tecnologia de conversão primária adotada, algumas rotas podem ser combinadas ou integradas. Como exemplo, tem-se a proposta de Yang *et al*. (2018), denominada Pyro-CHP. O sistema de conversão energética é baseado na pirólise onde os produtos desta, carvão, gás e óleo são empregados, respectivamente, para sustentar as reações de pirólise (calor de processo), geração de eletricidade em ciclo Otto e geração de eletricidade em ciclo Diesel. Neste último, o óleo da pirólise é misturado a biodiesel, pela compatibilidade, antes de ser consumido num motor de ignição por compressão (diesel).

Nas tecnologias WtE, os ciclos de motor de combustão interna a gás e Brayton apresentam eficiência termodinâmica superior ao do ciclo Rankine (incineração) e são baseados em equipamentos de conversão direta, isto é, a queima do gás combustível e a expansão deste ocorrem num único dispositivo. Tais equipamentos necessitam de reduzida área de instalação. O ciclo Rankine, por outro lado, impõe alguns desafios associados ao tratamento dos gases emitidos pelo gerador de vapor, destinação de cinzas e elevado consumo de água no condensador.

Na mineração do aterro, o CDR produzido *in situ* pode ser tratado termicamente para produzir gás combustível que, combinado com o metano, alimentaria motores de combustão interna para geração elétrica. Duas tecnologias permitem a produção de gás a partir do CDR, a pirólise e a gaseificação. A aplicação destas tecnologias no âmbito de um projeto MAAS será analisada mais detalhadamente em item específico.

A recuperação energética de Resíduos Sólidos Urbanos tem sido praticada, em grande medida, pela incineração destes sendo a eletricidade gerada em ciclos vapor, conforme ilustrado na Figura 2. De acordo com o destacado por Jones *et al*. (2013), para projetos MAAS, a valorização integrada dos depósitos materiais e energéticos deve ser implementada por transformações tecnológicas inovadoras. No caso da mineração de aterro, descarta-se a rota da incineração direta dos depósitos e posterior geração de eletricidade em ciclo vapor, conforme ilustra a Figura 3, considerando que esta incineração é sempre uma alternativa à deposição de resíduos em aterros. Pode-se, contudo, optar pela combustão de CDR produzido na mineração.

Já destacado na Figura 2, existem diferentes rotas para conversão térmica de combustíveis minerados. No contexto da mineração abrangente, a decisão por uma dada rota precisa ser baseada em três análises, realizadas de forma conjunta:

1. energética, de desempenho das transformações (balanço de massa e energia);
2. econômica, com base nos custos para instalação da planta e operação dos equipamentos principais e auxiliares; e
3. ambiental, com base nas emissões intrínsecas e evitadas, notadamente de gases do efeito estufa, e produção de lixo secundário.

5. ROTAS TECNOLÓGICAS PRINCIPAIS DE CONVERSÃO ENERGÉTICA DE RSU

As possíveis rotas tecnológicas de conversão energéticas em projetos de mineração abrangente de aterro foram apresentadas e discutidas com algum grau de profundidade no item anterior. Aqui, pretendem-se apresentar as rotas principais para geração de eletricidade, cujo insumo energético principal é o gás de aterro, e rotas secundárias auxiliares tendo CDR como combustível. A integração dos processos, isto é, queima de gás de aterro e CDR, são elementos centrais num projeto de mineração de aterro. Cabe lembrar que, em se tratando de um aterro onde material orgânico não é mais depositado, a mineração do gás sofrerá decaimento e esgotamento em algum tempo futuro. Nesse sentido, as rotas secundárias passam a ser dominantes para a geração de eletricidade. Idealmente, os ativos colocados na fase de queima do gás de aterro devem ser aproveitados ao máximo nas fases subsequentes. Por exemplo, uma máquina térmica que opere com gás de aterro dever ser capaz de operar com gás de pirólise ou de síntese produzidos a partir de CDR. A seguir, apresentam-se as rotas principais e suas respectivas combinações/integrações.

5.1 Rota 1 – Turbina a Vapor – Ciclo Simples ou Combinado

A rota 1, apresentada na Figura 10, se baseia na geração de eletricidade a partir de ciclo Rankine. Neste caso, a expansão do fluido de trabalho ocorre numa turbina a vapor.

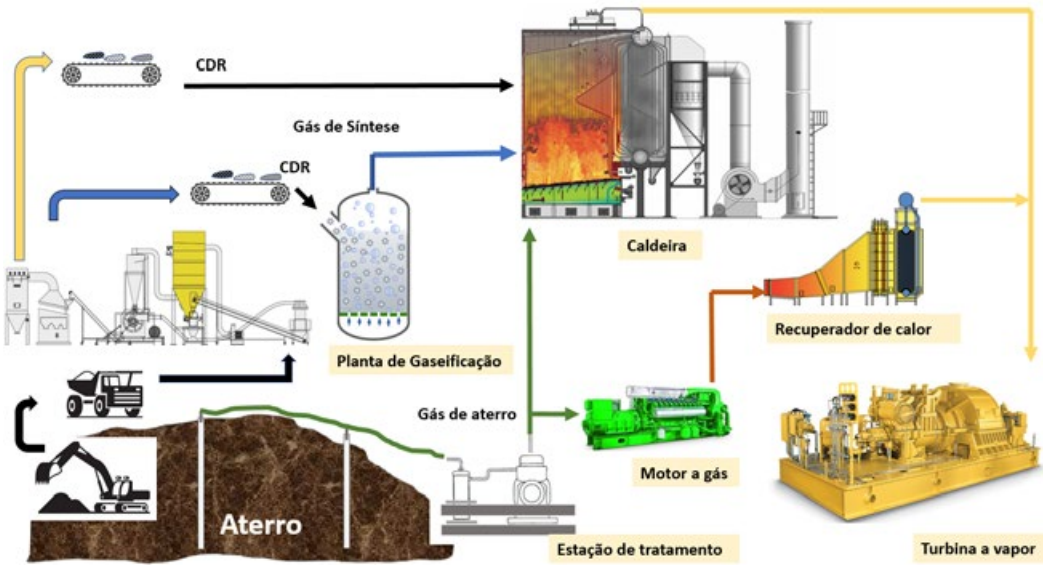


Figura 10. Rota principal e secundária para conversão energética baseada em ciclo vapor

Essa rota se fundamenta na queima de gás de aterro num gerador de vapor (caldeira) para que este atenda aos parâmetros termodinâmicos do processo de expansão numa turbina.

Havendo mineração de resíduos sólidos, CDR pode ser convertido em gás de síntese para ser oxidado diretamente na caldeira, contribuindo com as parcelas de entalpia química e sensível, pós gaseificação. Opcionalmente, pode-se alimentar a caldeira com CDR e empregar o gás de aterro em motor de combustão interna. Como foi discutido, essa rota utiliza duas máquinas térmicas na conversão de calor em trabalho a partir da expansão de gases quentes e vapor, caracterizadas como seca e molhada, respectivamente. A análise técnica e econômica indicará o potencial de sustentabilidade do empreendimento desta rota frente a outras opções. Pode-se antecipar, contudo, a necessidade de grandes investimentos iniciais para acomodar tecnologias que empregam fluidos de trabalho distintos.

Na rota da Figura 10, o gás de aterro é oxidado diretamente na caldeira, gerando vapor superaquecido para ser expandido numa turbina acoplada a um gerador elétrico. Não foi incluído na figura o sistema de condensação de vapor necessário para a correta operação do ciclo Rankine. Duas outras fontes de energia química podem ser adicionadas no processo global de conversão, CDR como combustível sólido oxidado diretamente na caldeira ou a gaseificação deste e posterior queima do gás de síntese no gerador de vapor. Do ponto de vista operacional, a gaseificação é mais apropriada caso o gás de aterro também seja empregado nessa rota, padronizando os queimadores da caldeira.

Caso se opte por consumir o gás de aterro em motores de combustão interna (ciclo Otto ou Brayton), o calor rejeitado pode ser utilizado na produção adicional de vapor empregando-se um recuperador de calor. Esta opção, contudo, requer grandes investimentos de capital na aquisição e instalação do recuperador de calor. O balanço de massa e energia para as possíveis rotas secundárias servirão para elencar estas no tocante à eficiência global de conversão. Paralelamente, uma análise econômica indicará os custos relativos destas possíveis rotas. Finalmente, uma análise ambiental indicará as emissões e poluentes secundários de cada rota,

completando as premissas da mineração abrangente de aterros sanitários. Ciclos combinados apresentam elevados níveis de eficiência, mas requerem grandes investimentos de instalação e operação. O ciclo Rankine pode ter sua potência incrementada pela hibridização com sistemas heliotérmicos. Na medida em que a mineração disponibiliza área, pode-se incrementar a parcela de potência produzida pelos geradores solares.

5.2 Rota 2 – Motor de Combustão Interna

Conforme ilustra a Figura 11, a rota principal se baseia na queima de gás de aterro em motor de combustão interna do ciclo Otto ou turbina a gás, e aproveitamento total ou parcial do calor de exaustão em ciclo Rankine orgânico.

Figura 11. Rota principal e secundária para conversão energética baseada em ciclo de motor de combustão interna

O motor de combustão interna pode ser alimentado por gás de aterro, gás de síntese ou gás de pirólise, como destacado na Figura 11. Assumindo-se que o combustível principal é o gás de aterro, o emprego de um combustível secundário se justificaria a partir da decisão de se minerar o aterro para produção de CDR. O combustível derivado pode ser insumo da conversão térmica por pirólise ou gaseificação. Esta integração das tecnologias pode ocorrer no início do projeto ou futuramente, quando a produção de gás de aterro for inferior à demanda dos motores a gás. O gás de exaustão dos motores de combustão interna pode ser empregado como fonte de calor principal de ciclo Rankine Orgânico, quando se objetiva maximizar a produção de eletricidade. No contexto da mineração, caso a priorização seja no sentido de eliminar o lixo depositado, o calor pode ser empregado no processo de adequação do CDR e/ou tratamento de poluentes (chorume). A rota secundária da gaseificação reclama um complexo sistema de limpeza e adequação do gás de síntese, não incluído na Figura 11. No caso da pirólise, a separa-

ção da fase gasosa se dá pelo simples resfriamento dos gases, tornando o sistema de limpeza um pouco menos elaborado que seu correspondente da gaseificação.

Da mesma forma, um balanço de massa e energia das rotas secundárias servirão para elencar estas no tocante à eficiência global de conversão. Adicionalmente, uma análise econômica indicará os custos relativos de implementação e operação, e uma análise ambiental detalhada identificará as emissões e poluentes secundários. A análise conjunta determinará o potencial desta rota na mineração abrangente. Nesta configuração, a hibridização se daria por geradores heliotérmicos, incrementando o calor que é aproveitado no ciclo Rankine Orgânico.

6. MAAS - VALORIZAÇÃO DE MINERADOS OU PRODUTOS SECUNDÁRIOS

Este item trata dos fluxos mássicos e energéticos das diferentes rotas. Como base, serão usados alguns dados básicos dos insumos já apresentados e discutidos. Os cenários propostos refletem uma disponibilidade de longo prazo dos combustíveis. Quando possível, um dado combustível pode ser substituído por outro buscando máximo proveito dos investimentos iniciais, principalmente das máquinas térmicas. Todas as conversões térmicas podem ser programadas no código EES (*Engineering Equation Solver*).

6.1 Pirólise

Na rota de conversão por pirólise, os três produtos podem ser insumos energéticos de acordo com suas características físicas. A pirólise da fração de material plástico no CDR, contudo, produz pouquíssimo material sólido (carvão). Portanto, a rota de gaseificação de carvão derivado pode ficar comprometida pela falta de insumo. Assim, parece mais oportuno utilizar apenas o gás leve da pirólise nos motores de combustão interna. Admitindo-se que apenas os gases leves da pirólise seriam consumidos *in situ*, no contexto do projeto MAAS, é importante buscar aplicações ou mercado para o carvão e óleo derivados, como forma de se elevar o Valor Presente Líquido (VPL) do projeto.

A valorização dos produtos básicos da pirólise pode ocorrer *ex situ*, por parceiros do projeto (*stakeholder*). Por exemplo, o carvão da pirólise pode ser ativado (carvão ativado) empregando-se vapor superaquecido. O carvão ativado pode ser comercializado ou mesmo empregado de volta no aterro para descontaminação do chorume (Pizarro *et al*., 2019) ou como catalisador no processo da pirólise.

Tendo em vista que a gaseificação de carvão com vapor d' água produz gás de síntese com altíssimos índices de monóxido de carbono e hidrogênio e, por consequência, elevado poder calorífico, este pode ser empregado como combustível primário de máquinas térmicas ou como insumo básico da síntese Fischer-Tropsch para a produção de combustíveis líquidos e compostos químicos. Da mesma forma, tal processamento deveria ocorrer por parceiro especializado (*stakeholder*), na modalidade *ex situ*.

É possível, também, armazenar *in situ* o carvão produzido pela pirólise, dada a estabilidade, hidrofobicidade e elevada densidade energética para posterior utilização com insumo energético (gaseificação) ou fonte de carbono.

O óleo de pirólise também pode ser empregado no tratamento do chorume (Zhao *et al*., 2017) pela rota da incineração, sendo queimado (*in situ*) no sistema de aquecimento do reator de pirólise ou em equipamento específico.

A queima de gás de síntese produzido diretamente do CDR em motores de combustão interna exige que este seja resfriado à temperatura ambiente. Neste caso, os hidrocarbonetos pesados diluídos no gás de síntese passarão para o estado líquido (condensação), comprometendo o sistema de alimentação da máquina térmica, seja do ciclo a Gás, Diesel ou Brayton. Esta rota, portanto, exige um sistema complexo de limpeza dos gases para retirada de alcatrão e material particulado, entre outros. O problema pode ser contornado empregando-se carvão derivado da pirólise do CDR como insumo básico do sistema de gaseificação. Contudo, a rota de conversão energética combinada, pirólise-gaseificação, requer maiores investimento iniciais, bem como elevados custos operacionais. Nesse sentido, parece ser mais atraente empregar apenas o gás de pirólise nos motores à combustão interna e acumular o carvão para utilização futura, como fonte de carbono para a gaseificação ou geração direta de calor. O carvão também pode ser comercializado como insumo da indústria de transformação ou mesmo para produção de eletricidade, caso se opte pelo armazenamento do carvão para posterior gaseificação. Nesse arranjo, o gás de síntese produzido terá baixíssimo teor de alcatrão, praticamente eliminando a necessidade de complexos sistemas de tratamento de gases. A ideia está ilustrada na Figura 12. Ambos os equipamentos podem ser adquiridos diretamente no mercado, com baixo índice de customização (TRL = 9). Estrategicamente, a planta de gaseificação seria instalada após o esgotamento do RSU que alimentava o reator de pirólise. Basicamente, o processo implicaria uma quase substituição direta do reator de pirólise pelo de gaseificação, com a possibilidade de se aproveitarem alguns subsistemas auxiliares do primeiro.

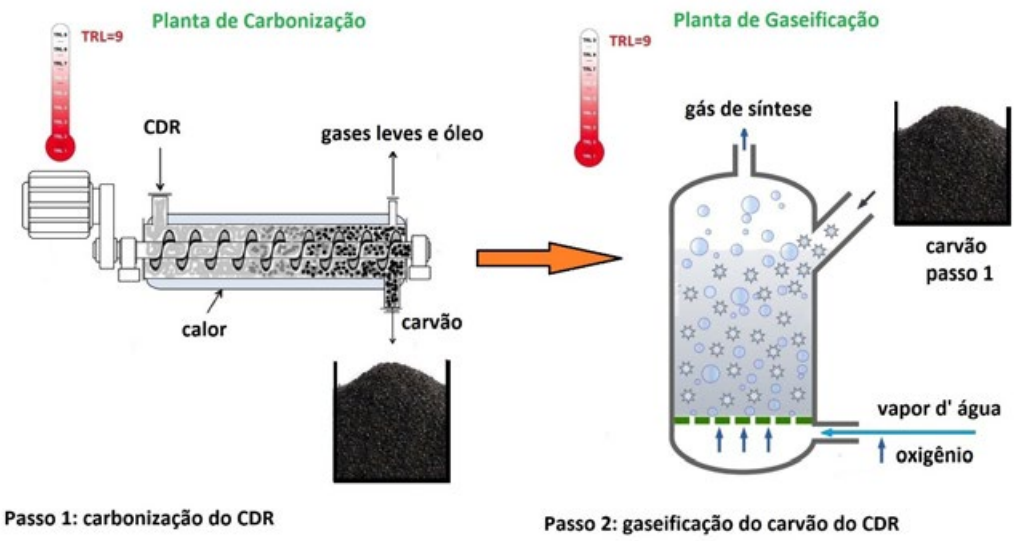


Figura 12. Gaseificação estagiada em equipamentos especializados

Pode-se avaliar o processo de pirólise a partir de um modelo de equilíbrio químico e dados primários de degradação térmica de RSU/CDR publicados na literatura. O modelo deve realizar balanço de massa e energia da pirólise. Sugere-se o emprego da plataforma EES que dispõe dos dados termodinâmicos necessários para a estimativa da composição dos gases leves na condição de equilíbrio químico. A Figura 13 apresenta a janela do diagrama do código.

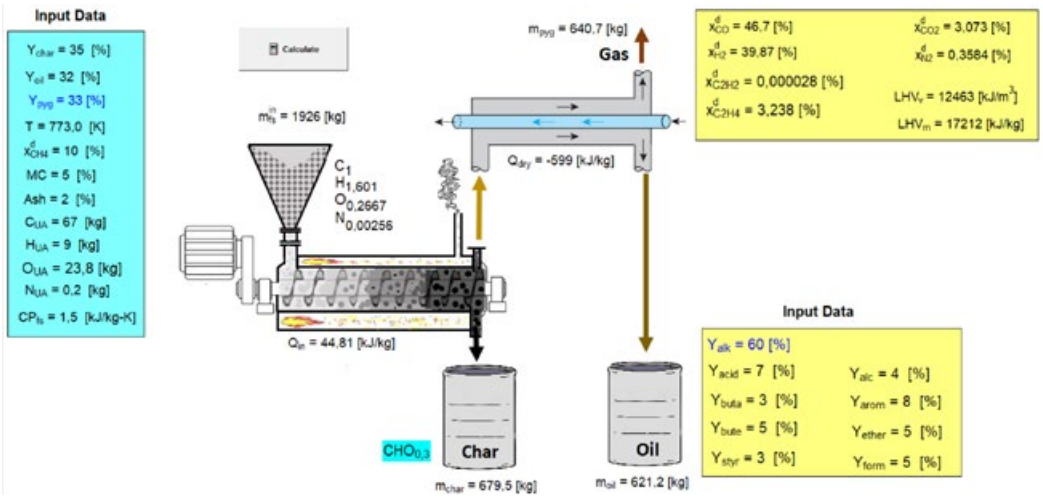


Figura 13. Diagrama da planta de pirólise no código EES

A composição dos gases de pirólise de CDR inclui aqueles condensáveis e não condensáveis com base nos experimentos de Chhabra *et al*. (2020). Ao todo, entre fase sólida, líquida e gasosa, o código emprega 15 espécies químicas. A fase líquida é composta pelos seguintes hidrocarbonetos, segundo nomenclatura dos coeficientes para cálculo de propriedades termodinâmicas de espécies químicas, Gordon *et al*. (2002):

- ácido (CH_3COOH)2);
- estireno (C_8H_8,styrene');
- éter (CH_3OCH_3);
- formaldeído (HCHO,*formaldehy*);
- alcano ($CH_3C(CH_3)2CH_3$);
- aromático (C_6H_6);
- buteno (C_4H_8,1-*butene*); e
- álcool (C_2H_5OH).

No modelo proposto, são prescritas (*input data*):

- temperatura da reação;
- massa de insumo (número de mol na reação);
- massa relativa (proporção) de bio-óleo, carvão e gases leves (não condensáveis);
- concentração volumétrica do alcano (metano) nos gases não condensáveis;
- concentração dos hidrocarbonetos principais segundo dados de Chhabra *et al*., (2020);
- composição do insumo (análises imediata e elementar); e
- composição do carvão (CHxOy).

O código resolve a 1ª e 2ª leis da termodinâmica empregando multiplicadores de Lagrange para casos em que a razão de equivalência tende ao infinito (ausência de oxidante). A restrição no modelo refere-se à conservação de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio.

6.2 Gaseificação

A gaseificação é um processo de conversão térmica, via oxidação parcial de material carbônico, que produz gás combustível cuja oxidação final é melhor realizada se comparada com a do sólido original. Em alguns casos, a gaseificação objetiva produzir gás de síntese, com elevadas concentrações de hidrogênio e monóxido de carbono, para a indústria química ou de combustíveis líquidos sintéticos (Fisher-Tropsch).

Na conversão de resíduos sólidos, a gaseificação tendo ar como agente oxidante produz um gás combustível de baixo poder calorífico, via de regra, inferior a 5,0 MJ/Nm^3. Do gás, podem-se retirar as entalpias sensível e química, conforme destaca a Figura 2. Se o destino final do gás for uma máquina térmica, apenas a entalpia química é empregada no processo de conversão, pois o gás deve ser resfriado à temperatura ambiente para eliminar o alcatrão e não penalizar o fator de enchimento do motor ou turbina.

A composição final do gás depende da tecnologia de gaseificação e das condições do insumo. Portanto, é conveniente empregar um código para se estimar o limite superior da conversão como parâmetro inicial de projeto. Este limite teórico pode ser obtido combinando-se a 1ª e 2ª leis da termodinâmica (equilíbrio químico). Da mesma forma, sugere-se a plataforma EES para a solução do problema de equilíbrio químico da reação de gaseificação. A Figura 14 apresenta a janela do diagrama do código referente à gaseificação de RSU. O código resolve a 1ª e 2ª leis da termodinâmica empregando multiplicadores de Lagrange para casos em que a razão de equivalência varia entre 1,5 e 5,0. A restrição no modelo refere-se à conservação de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio.

Previsões do modelo podem ser feitas para uma ampla faixa de parâmetros de gaseificação, como composição do insumo, temperatura de reação, entre outros, independentemente da tecnologia do reator. Neste caso, assume-se que o tempo de residência dos reagentes é longo o bastante para que a composição dos gases alcance o equilíbrio químico. Naturalmente, o desempenho real do sistema de gaseificação deve ser caracterizado na fase de comissionamento da planta. Via de regra, modelos de equilíbrio químico mais modernos predizem concentrações de gases que desviam em até 5% daquelas obtidas experimentalmente. Para tal, é necessário assumir a concentração do metano no gás de síntese, a partir de dados experimentais disponíveis ou por meio de correlações, como aquela proposta por Mendiburu *et al*. (2014).

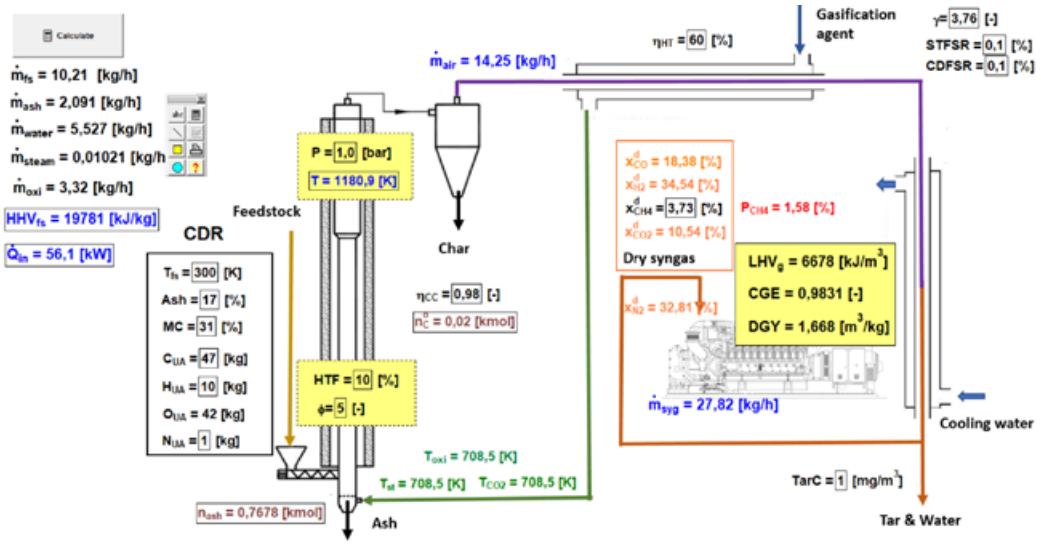


Figura 14. Diagrama da planta de gaseificação no código EES

O código desenvolvido permite predefinir uma eficiência para a conversão do carbono e a concentração de alcatrão no gás produzido baseado na tecnologia do reator. Detalhes do modelo podem ser vistos no trabalho de Jackson *et al.* (2019) anexo. O modelo permite estabelecer, também, um nível de regeneração de calor de preaquecimento do agente de gaseificação, bem como uma eficiência para o isolamento térmico do reator. O gás de saída do reator é fonte de calor da regeneração. As previsões podem ser obtidas baseadas na 1ª lei da termodinâmica (conservação e energia), prescrevendo-se a razão de equivalência da reação, ou a partir de uma temperatura prescrita. Em ambos os casos, a pressão do processo deve ser definida. No modelo proposto, são prescritas (*input data*):

- razão de equivalência ou temperatura da reação;
- massa de insumo (número de mol na reação);
- composição do insumo (análise imediata e elementar);
- composição do agente de gaseificação (aO_2, bN_2, cCO_2, dH_2O);
- concentração volumétrica do metano no gás de síntese;
- eficiência do isolamento térmico do reator; e
- eficiência do regenerador de calor.

6.3 Combustão

As fontes energéticas principais que permitem realizar a combustão de insumos minerados são o CDR e o gás de aterro. No caso do RSU, o processo, via de regra, é caracterizado como de incineração e não está no escopo da mineração abrangente. A combustão objetiva produzir calor a partir da oxidação dos hidrocarbonetos contidos no insumo básico. A produção de calor, num caso de conversão térmica para geração de eletricidade, objetiva gerar vapor d'água superaquecido como fluido de trabalho de um ciclo de potência Rankine. A queima de gás de aterro pode ser feita em geradores de vapor convencionais, considerando-se o bom poder calorífico deste (~16 MJ/kg).

O CDR pode ser empregado como insumo energético via combustão direta ou ser pré-processado numa planta de gaseificação. Neste último caso, o gerador de vapor deve ser desenhado para operar com gás de síntese. Esta rota de conversão permite aproveitar a entalpia sensível e química do gás, conforme discutido anteriormente.

A queima direta de CDR (Figura 15), contudo, exige equipamentos especializados com algumas considerações adicionais mandatórias para se minimizar a emissão de poluentes e reduzir os efeitos da corrosão nos tubos do gerador de vapor. Para tal, a combustão deve ser realizada com excesso de ar, garantindo a queima completa do combustível, limitando, também, a temperatura máxima do processo (< 650°C). Cabe lembrar que os ciclos de potência de vapor d'água operam com temperaturas relativamente baixas (400°C), se comparadas com a temperatura de chama adiabática da maioria dos hidrocarbonetos e combustíveis derivados (Lombardi *et al*., 2015). A faixa de excesso de ar para CDR é de 200% - 300%. O CDR, normalmente, apresenta valores elevados, umidade e cinzas. No modelo proposto, são prescritas (*input data*):

- porcentagem de excesso de ar da reação de combustão;
- massa de insumo consumida por hora; e
- composição do insumo (análise imediata e elementar).

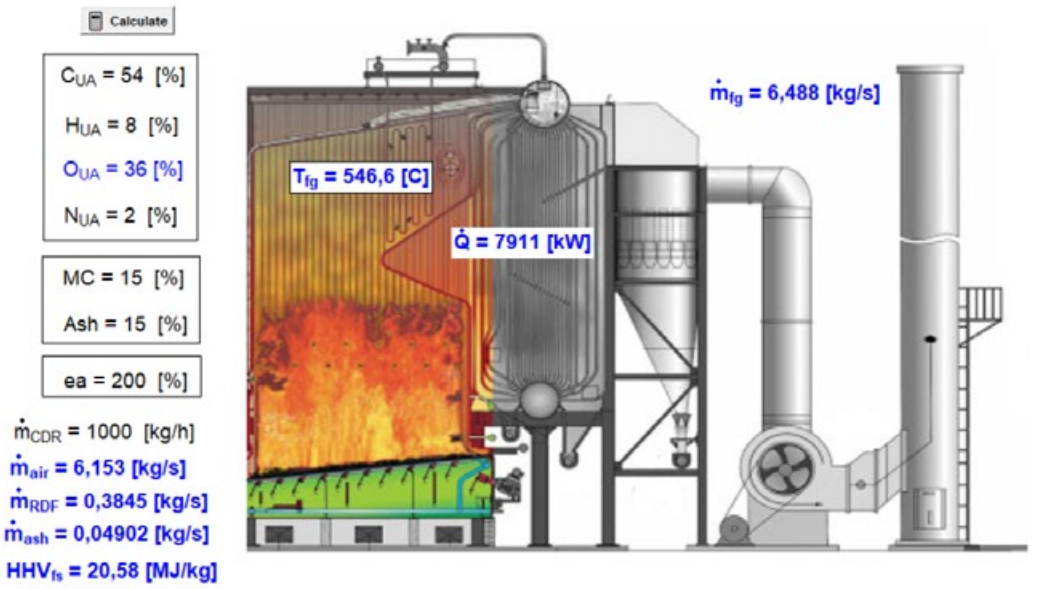


Figura 15. Combustão de CDR num gerador de vapor

7. UTILIZAÇÃO DE COMBUSTÍVEIS MINERADOS EM MÁQUINAS TÉRMICAS

Um passo subsequente à adequação dos combustíveis minerados diz respeito a sua utilização em máquinas térmicas. Os combustíveis primários minerados em aterros sanitários podem estar no estado sólido (CDR) e gasoso (gás de aterro). Os motores de combustão, contudo, consomem combustíveis apenas no estado líquido ou gasoso. À exceção do gás de aterro, os sólidos minerados reclamam pré-processamento antes de serem úteis nos motores de combustão interna.

Combustíveis líquidos podem ser obtidos pela pirólise e pela gaseificação seguida de síntese Fisher-Tropsch. O bio-óleo de pirólise necessita de beneficiamento antes de ser empregado em motores de combustão interna. As rotas da pirólise e síntese Fischer-Tropsch, contudo, não são praticadas comercialmente na recuperação energética de minerados de aterro. Restam, portanto, os combustíveis gasosos para emprego nos motores de combustão interna, mais especificamente turbinas e motores a gás. O gás de aterro precisa ser tratado para retirada de umidade e enxofre antes de ser consumido num motor a gás. O gás de síntese requer filtragem para a retirada de sólidos e condensação dos hidrocarbonetos pesados, para retirada do alcatrão. Em se tratando de máquinas volumétricas, o gás de síntese também necessita de resfriamento antes de ser injetado no motor de combustão interna. Assim, apenas a entalpia química do gás contribuirá na transformação do combustível em calor.

Tanto o gás de síntese quanto o gás de aterro possuem poder calorífico inferior aos combustíveis tradicionais das máquinas térmicas de geração de potência como diesel, gás natural, óleo cru, entre outros. Dessa forma, deve-se atentar para a potência nominal do motor, que será reduzida (*derating*) devido ao baixo poder calorífico do gás.

As características principais dos combustíveis minerados foram discutidas em itens anteriores. Aqui, será abordado o emprego de combustíveis minerados em algumas rotas tecnológicas principais cujo ciclo de potência apresente nível de maturidade tecnológica superior a TRL = 8.

Numa análise termodinâmica típica de ciclos de potência, a conversão do combustível se dá com o objetivo de manter um fluxo de calor constante para a máquina térmica. A fonte quente, portanto, é mantida à temperatura constante pela taxa de consumo do combustível e seu poder calorífico em função da eficiência dos processos intrínsecos e da potência mecânica requerida. Matematicamente tem-se:

$$\eta = \frac{\dot{W}}{\dot{Q}}$$

A eficiência da máquina térmica é obtida pela razão entre a potência líquida disponibilizada pela máquina térmica e o fluxo de calor que mantém a fonte quente com a temperatura inalterada.

O fluxo de calor para a máquina térmica é obtido pelo produto da taxa de queima do combustível e de seu poder calorífico na forma

$$\dot{Q} = \dot{m}PCI$$

Para a obtenção da potência mecânica preestipulada, é necessário, portanto, estimar a eficiência do ciclo real, a partir de dados de irreversibilidade dos processos reais que ocorrem na máquina térmica. Assim, define-se o fluxo de combustível que permita a referida máquina prover a potência desejada. A eficiência do ciclo termodinâmico depende, fundamentalmente, dos níveis de temperatura em que este opera e dos processos que lhe são intrínsecos. Os itens a seguir caracterizam tais processos.

8. CALDEIRAS E RECUPERADORES DE CALOR (CICLO RANKINE)

Em aterros sanitários, os geradores de vapor podem operar com RSU, CDR, gás de aterro e gás de síntese e gases quentes de motores de combustão interna. A incineração de RSU não é considerada em projetos de mineração abrangente de aterro. Assim, este item se concentrará no uso do CDR (queima direta) do gás de síntese e gás de aterro como possíveis insumos do ciclo Rankine.

Um ciclo Rankine real, sem reaquecimento ou extração de vapor, é caracterizado pelos seguintes parâmetros:

- temperatura máxima do vapor superaquecido;
- temperatura mínima de condensação;
- título do vapor (> 95%) no final do processo de expansão;
- pressão máxima do ciclo em função do item 3 (título);
- pressão mínima do vapor em função do item 2 (temperatura de condensação);
- queda de pressão ao longo dos processos;
- eficiência isentrópica da bomba (menos relevante) e da turbina;
- eficiência do trocador ou recuperador de calor; e
- eficiência do condensador.

Tal ciclo pode ser programado na plataforma EES, permitindo, inclusive, a busca de um ponto operacional ótimo. Cabe lembrar que os dados necessários devem, via de regra, ser obtidos de catálogos dos fabricantes dos referidos equipamentos. Na ausência de dados confiáveis, pode-se estimar a eficiência dos diversos processos com base em dados da literatura.

9. TURBINA A GÁS (CICLO BRAYTON)

No ciclo de turbina a gás, pode-se empregar gás de síntese ou gás de aterro. Atenção especial deve ser dada na correção da potência liberada por um dado equipamento decorrente do poder calorífico do combustível. Neste caso, a capacidade nominal da máquina térmica deve ser corrigida apropriadamente.

Um ciclo Brayton, sem regeneração e com gerador de gás e turbina de potência, é caracterizado pelos seguintes parâmetros:

- temperatura máxima de operação;
- temperatura ambiente de operação;
- razão de pressão;
- queda de pressão ao longo dos processos; e
- eficiência isentrópica do compressor e das turbinas;

10. MOTOR A GÁS (CICLO OTTO)

No ciclo de motor a gás, pode-se também empregar gás de síntese ou gás de aterro. Atenção deve ser dada na correção da potência liberada pelo motor decorrente do poder calorífico do combustível. Também, aqui, a capacidade nominal da máquina térmica deve ser corrigida apropriadamente (*derating*).

Um ciclo Otto-gás é caracterizado pelos seguintes parâmetros:

- taxa de compressão;
- temperatura e pressão de operação;
- razão de equivalência;
- fator de enchimento;
- potência consumida para bombeamento do óleo;
- perdas devido ao atrito mecânico;
- perdas por transferência de calor do cilindro;
- perdas no escapamento do motor; e
- eficiência da turbina e do compressor do conjunto turbocompressor.

11. CONCLUSÕES

Este capítulo abordou a mineração abrangente de aterros sanitários com foco na conversão energética de insumos, tanto gasosos quanto sólidos. Atenção especial foi dada para os processos realizados *in situ*. Além dos conceitos tradicionais de recuperação de insumos energéticos (WtE) e de materiais (WtM), sugeriu-se a mineração planejada da área (LwW – *Land without Waste*) objetivando ocupar os espaços disponibilizados para projetos solares no contexto da hibridização. No que concerne aos insumos energéticos minerados, o capítulo apresentou dados, parâmetros relevantes na definição das rotas de conversão energética. Adicionalmente, foram abordadas as tecnologias consolidadas e inovadoras para a valorização dos insumos minerados num contexto de mineração abrangente. O capítulo é concluído apresentando um conjunto de ferramentas para a realização de balanço de massa e energia empregando a plataforma EES (*Engineering Equation Solver*) apropriada para a solução de problemas termodinâmicos. Tais ferramentas foram desenvolvidas para se avaliar, de forma mais detalhada, os processos de conversão dos combustíveis e a aplicação destes em diferentes máquinas térmicas.

REFERÊNCIAS

[1] BOSMANS, A.; VANDERREYDT, I.; GEYSEN, D.; HELSEN, L. 2013.*The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review*. Journal of Cleaner Production, 55, p. 10-23.

[2] BHATNAGAR, A.; KACZALA, F.; BURLAKOVS, J.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, M.; HOGLAND, W. (2017). *Hunting for valuables from landfills and assessing their market opportunities a case study with Kudjape landfill in Estonia*. Waste Manage Res. 35 (6), p. 627-635.

[3] CANOPOLI, L.; FIDALGO, B.; COULON, F.; WAGLAND, S. T. (2018). *Physico-chemical properties of excavated plastic from landfill mining and current recycling routes*. Waste Management 76, p. 55-67.

[4] EINHÄUPL, P.; KROOK, J.; SVENSSON, N.; VAN ACKER, K.; VAN PASSEL, S. (2019). *Eliciting stakeholder needs – An anticipatory approach assessing enhanced landfill mining*. Waste Management 98, p. 113-125.

[5] GABBAR, H. A.; ABOUGHALY, M.; AYOUB, N. (2018). *Comparative study of MSW heat treatment processes and electricity generation*. Journal of the Energy Institute, 91, p. 481-488.

[6] HERMANN, R.; BAUMGARTNER, R. J.; VORBACH, S.; WOLFSBERGER, T.; RAGOSSNIG, A.; POMBERGER, R. (2016). *Holistic assessment of a landfill mining pilot project in Austria: methodology and application*. Waste Management and Research, 34, p. 646-657.

[7] HÖLZLE, I. (2019). *Analyzing material flows of landfill mining in a regional context*. Journal of Cleaner Production, 207, p. 317-328.

[8] KAARTINEN, T.; SORMUNEN, K.; RINTALA, J. (2013). *Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining*. Journal of Cleaner Production 55, p. 56-66.

[9] KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M. (2012). *Landfill mining: a critical review of two decades of research*. Waste Management 32, p. 513-520.

[10] KUMAR, A.; SHARMA, M. P. (2014). *Estimation of GHG emission and energy recovery potential from MSW landfill sites*. Sustainable Energy Technologies and Assessments 5, p. 50-61.

[11] KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. (2017). *A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste*. Waste Management 69, p. 407-422.

[12] MARQUEZ, A. J. C.; FILHO, P.C.C., RUTKOWSKI, E. W.; ISAAC, R. L. (2019). *Landfill mining as a strategic tool towards global sustainable development*. Journal of Cleaner Production 226, p. 1.102-1.115.

[13] NEUWAHL, F.; CUSANO, G.; BENAVIDES, J. G.; SIMON HOLBROOK, S.; ROUDIER, S. (2019). *Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration*. European Commission, JRC Science for Policy Report.

[14] PHYLLIS. (2011). *The Composition of Biomass and Waste. Energy research Centre of the Netherlands (ECN)*. Available at: http://www.ecn.nl/phyllis/.

[15] PRECHTHAI, T.; PADMASRI, M.; VISVANATHAN, C. (2008). *Quality assessment of mined MSW from an open dumpsite for recycling potential*. Resources, Conservation and Recycling 53, p. 70-78.

[16] CHÁVEZ, R.P.; PIZARRO, E. C. C.; GALIANO, Y.L. (2019). *Landfill leachate treatment using activated carbon obtained from coffee waste*. Eng Sanit Ambient v. 24 n.º 4, p. 833-842.

[17] YOUNG, G. C. (2010). *Economic, Technical, and Renewable Comparisons, in: Municipal Solid Waste to Energy Conversion Processes, Wiley*, p. 2.

[18] ZHAO, R.; XI, B.; LIU, Y.; SU, J.; LIU, S. (2017). *Economic potential of leachate evaporation by using landfill gas: A system dynamics approach*. Resources, Conservation & Recycling 124, p. 74-84.

[19] ZHOU, C.; GONG, Z.; HU, J.; CAO, A.; LIANG, H. (2015). *A cost-benefit analysis of landfill mining and material recycling in China*. Waste Management, 35, p. 191-198.

[20] SEBASTIAN, R. M.; KUMAR, D.; ALAPPAT, B. J. (2019). *A technique to quantify incinerability of municipal solid waste*. Resour. Conserv. Recycl., 140, p. 286-296.

[21] NOBRE, C.; VILARINHO, C.; ALVES, O.; MENDES, B.; GONÇALVES, M. (2019). *Upgrading of refuse derived fuel through torrefaction and carbonization: Evaluation of RDF char fuel properties*. Energy, 181, p. 66-76.

[22] NISKANEN, A.; VÄRRI, H.; HAVUKAINEN, J.; UUSITALO, V.; HORTTANAINEN, M. (2013). *Enhancing landfill gas recovery*. Journal of Cleaner Production, 55, p. 67-71.

[23] PAWANANONT, K.; LEEPHAKPREEDA, T. (2017). *Feasibility analysis of power generation from landfill gas by using internal combustion engine, organic Rankine cycle and Stirling engine of pilot experiments in Thailand*. Energy Procedia 138, p. 575-579.

[24] FEI, F.; ZONGGUO WENA, Z.; DE CLERCQ, D. (2019). *Spatio-temporal estimation of landfill gas energy potential: A case study in China*. Renewable and Sustainable Energy Reviews 103, p. 217-226.

[25] OUDA, O. K. M.; RAZA, S. A.; NIZAMI, A. S.; REHAN, M.; AL-WAKED, R.; KORRES, N. E. (2016). *Waste to energy potential: A case study of Saudi Arabia*. Renewable and Sustainable Energy Reviews 61, p. 328-340.

[26] YANG, Y.; WANG, J.; CHONG, K.; BRIDGWATER A. V. (2018). *A techno-economic analysis of energy recovery from organic fraction of municipal solid waste (MSW) by an integrated intermediate pyrolysis and combined heat and power (CHP) plant*. Energy Conversion and Management 174, p. 406-416.

[27] TAN, S. T.; HO, W. S.; HASHIM, H.; LEE, C. T.; TAIB, M. R.; HO, C. S. (2015). *Energy, economic and environmental (3E) analysis of waste-to-energy (WTE) strategies for municipal solid waste (MSW) management in Malaysia*. Energy Conversion and Management 102, p. 111-120.

[28] WINTERSTETTER, A.; WILLE, E.; NAGELS, P.; FELLNER, J. (2018). *Decision making guidelines for mining historic landfill sites in Flanders*. Waste Management 77, p. 225-237.

[29] LANER, D.; ESGUERRA, J. L.; KROOK, J.; HORTTANAINEN, M.; KRIIPSALU, M.; ROSENDAL, R. M.; STANISAVLJEVIC´, N. (2019). *Systematic assessment of critical factors for the economic performance of landfill mining in Europe: What drives the economy of landfill mining?* Waste Management 95, p. 674-686.

[30] YI, S. (2019). *Resource recovery potentials by landfill mining and reclamation in South*.

[31] KOREA. *Journal of Environmental Management 242*, p. 178-185.

[32] YANG, Y.; HEAVENB, S.; VENETSANEAS, N.; BANKS, C. J.; BRIDGWATER, A. V. (2018). *Slow pyrolysis of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Characterisation of products and screening of the aqueous liquid product for anaerobic digestion*. Applied Energy 213, p. 158-168.

[33] CHHABRA, V.; BAMBERY, K.; BHATTACHARYA, S.; SHASTRI, Y. (2020). *Thermal and in situ infrared analysis to characterise the slow pyrolysis of mixed municipal solid waste (MSW) and its components*. Renewable Energy 148, p. 388-401. Available at: https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.10.045.

[34] MENDIBURU, A.Z.; CARVALHO JR., J.A.; ZANZI, R.; CORONADO, R. C.; SILVEIRA, J. L. *Thermochemical equilibrium modeling of a biomass downdraft gasifier: Constrained and unconstrained non-stoichiometric models*. Energy 2014;71, p. 624–637. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2014.05.010.

[35] BAAWAIN, M.; Al-MAMUN, A.; OMIDVARBORNA, H.; WALA Al-AMRI, W. (2017). *Ultimate composition analysis of municipal solid waste in Muscat*. Journal of Cleaner Production, 148, p. 355-362.

CAPÍTULO 11

Possibilidades de Aplicação de Tecnologias Heliotérmicas em Aterros Sanitários. Um Estudo de Caso

Mario Benjamim Baptista Siqueira
Arthur Monteiro Filho
Antonio Cesar Pinho Brasil Junior

RESUMO

No presente capítulo é apresentado um estudo sobre as possibilidades de instalação de sistema heliotérmico em Aterros Controlados de grande porte em operação e em encerramento como remediação ambiental de sua operação e ou desativação. Como a viabilidade de tal empreendimento é fortemente dependente do recurso solar local, algumas considerações sobre determinação de potencial solar são brevemente discutidas. A seguir, tecnologias heliotérmicas passíveis de utilização em aterros são apresentadas. Não existem atualmente instalações neste contexto. No entanto, há trabalhos na literatura explorando essa possibilidade indicando que existe interesse na aplicação. Foi verificado que o melhor aproveitamento heliotérmico seria a hibridização com outras fontes térmicas para geração de energia. Um estudo de caso foi realizado para uma instalação heliotérmica no Jockey Clube de Brasília, considerando a área disponível. Ganhos importantes de energia podem ser obtidos com a combinação de diversas fontes disponíveis em aterros. No entanto, os altos custo do sistema heliotérmico pode ser um entrave a sua instalação nestas condições.

1. INTRODUÇÃO

As tecnologias heliotérmicas permitem a conversão da radiação solar em energia térmica de um fluido (fluido de transferência de calor) à alta temperatura. Portanto, essa possibilidade a qualifica tanto para uso na geração de energia elétrica quanto em calor de processo ou ambas em sistemas de cogeração. É comum em plantas heliotérmicas a utilização de mais de uma fonte, seja para compensar intermitências inerentes à fonte solar ou para estender a operação além das horas de insolação. Conforme demonstrado em outros trabalhos de revisão, e abordado no Capítulo 5 deste livro, apesar de haver possibilidades de associações operacionais de sistemas heliotérmicos com outras renováveis para a geração de eletricidade, como por exemplo fotovoltaica ou eólica, existe uma vantagem competitiva da hibridização de tecnologia heliotérmica com outras fontes térmicas. Essas vantagens incluem possibilidade de compartilhamento de equipamentos e infraestrutura, melhor aproveitamento exergético do recurso (aumento de eficiência), aumento da flexibilidade e da confiabilidade no fornecimento de energia, dentre outras. Além disso, o fato de a hibridização com outra fonte térmica em tese promover maiores emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), não se aplica no caso de aterros já estabelecidos, pois os GEE's já serão gerados e emitidos independentemente do aproveitamento energético.

Existem várias tecnologias desenvolvidas para recuperar energia dos resíduos sólidos. Dentre elas, destaca-se a Incineração de Resíduos (IR), que é a combustão direta de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) convertida em Combustível Derivado de Resíduo (CDR), que conta com várias unidades operacionais em todo o mundo (DEFRA – DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD & RURAL, 2014; MAKARICHI; JUTIDAMRONGPHAN; TECHATO, 2018). Apesar disso, ela é controversa, pois algumas Organizações Não Governamentais (ONG) afirmam que ela emite materiais perigosos. No entanto, IR é considerada favorável desde que a reciclagem não seja prejudicada e a temperatura do gás atinja pelo menos 850°C (DEFRA – DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD & RURAL, 2014; EUROPEAN COMMISSION, 2017; SADI; ARABKOOHSAR,

2019b). Outra tecnologia que está ganhando espaço para a recuperação de energia de resíduos sólidos é o tratamento térmico avançado, como, por exemplo, a gaseificação. Essa solução tem várias vantagens potenciais sobre o IR incluindo a geração de gás de síntese (*syngas*), que é adequado para diferentes aplicações.

Por outro lado, o uso de gás de aterro (GdA) para gerar energia é amplamente aceito como altamente benéfico (AHMED *et al*., 2015; EPA, 2017; WILLUMSEN, 2001). O GdA é um biogás resultante da biodegradação anaeróbia da matéria orgânica presente nos Resíduos Sólidos Urbanos (AHMED *et al*., 2015). Ele tem um forte potencial de efeito estufa, dado que é composto de metano (~ 50%), que tem fator de aquecimento global de 25 (EPA, 2016), dióxido de carbono (~ 45 a 50%) e outros constituintes em menor proporção (<5%) (AHMED *et al*., 2015; EPA, 2017). Sendo assim, se não queimado, é uma importante fonte de GEE, especialmente em países em desenvolvimento onde esse recurso energético não é explorado intensamente (WORLD BANK GROUP, 2004). Além disso, a combustão do GdA reduz fortemente sua toxicidade, tendo um impacto positivo na poluição do ar (CHEN; GREENE, 2003). Embora seja defensável que a melhor alternativa seria evitar a geração de GdA, através da melhoria da reciclagem e da compostagem (CHEN; GREENE, 2003), esta não é uma opção viável para aqueles aterros sanitários atualmente em operação ou sendo desativados. Assim, os projetos de recuperação de energia de GdA devem ser de alta prioridade nas políticas públicas para o gerenciamento de resíduos (CHEN; GREENE, 2003). Não é por acaso, então, que existem mais de 500 projetos de recuperação de energia de GdA nos Estados Unidos, tanto para geração de energia quanto de calor (EPA, 2017).

Os aterros também são convenientes para projetos de energia solar por vários motivos (EPA; NREL, 2013). Por estarem localizados nos arredores de áreas densamente povoadas, eles geralmente estão próximos a uma alta demanda de energia com infraestrutura relevante, como estradas e linhas de transmissão. Além disso, eles são comumente construídos com grandes áreas de grau mínimo, importantes para colocar coletores solares. Ademais, essas áreas são de baixo custo quando comparadas a outros locais com características semelhantes, uma vez que não são adequadas para especulação imobiliária. Como consequência, só nos Estados Unidos, no início de 2019, havia 282 unidades solares fotovoltaicas em operação em aterros, totalizando 904,7 MW de capacidade instalada (EPA, 2019). Embora energia heliotérmica tenha se mostrado altamente apropriada para hibridização com outras fontes de energia térmica para geração de energia (BEHAR *et al*., 2014; PETERSEIM; HERR; *et al*., 2014; PETERSEIM; WHITE; *et al*., 2014), a aplicação da energia solar térmica no contexto da recuperação de energia de resíduos está limitada a alguns estudos publicados na literatura científica. Um exemplo é a investigação de Arabkoohsar & Sadi (2018, 2020) e Sadi & Arabkoohsar (2019b, 2019a), que realizaram uma série de análises interessantes de uma usina termoelétrica movida à IR associada a um sistema de Calha Parabólica demonstrando o benefício desta hibridização. Outra pesquisa relevante no tema é o trabalho de Mendecka & Lombardi (2018) que também tratou da hibridização IR-heliotérmica, mas com tecnologia de Torre Solar operando com sal fundido. Este estudo teve como foco a carga ambiental em termos de emissões de CO2 desse sistema. Outros artigos que merecem destaque são o de Habibollahzade *et al*. (2018), que investigou o uso de calor residual de uma usina movida a gás de síntese de resíduos sólidos como fonte suplementar para uma chaminé solar e o de Fuente & Martín (2019), que estudou hibridização de ciclo combinado usando biogás derivado de RSM e heliotérmica (Torre Solar).

Apesar de não haver atualmente, que seja do conhecimento dos autores, nenhuma planta comercial em operação que utilize heliotermia em áreas de aterro, seja ela em plantas isoladas ou hibridizadas com outras fontes, fica claro diante do exposto que essa é uma possibilidade cuja viabilidade técnica é demonstrada e que está sendo considerada para um futuro próximo. A hibridização de sistemas heliotérmicos com fontes térmicas prontamente disponíveis em aterros, como por exemplo IR, *syngas* e GdA, se apresenta como bastante promissora já que se trata de tecnologias maduras e amplamente utilizadas separadamente, portanto com possibilidades reais de aplicação imediata. No entanto, além do aspecto tecnológico, o desempenho de qualquer sistema solar, seja ele híbrido ou não, é fortemente dependente do recurso solar disponível no local, que não é passível de escolha no caso de aplicação em aterros sanitários. Portanto, o conhecimento da radiação solar disponível para conversão em energia elétrica é fundamental para avaliação de sua viabilidade econômica. Sendo assim serão apresentados primeiramente aspectos relevantes para determinação do recurso solar local. No restante deste capítulo serão apresentadas brevemente as tecnologias heliotérmicas existentes, sua aplicabilidade em aterros e um estudo de caso de uma aplicação da hibridização para o aterro Jockey Clube de Brasília.

2. RECURSOS DE ENERGIA SOLAR

A conversão de energia solar em outras formas energéticas, através de sistemas fotovoltaicos, térmicos e heliotérmicos tem como ponto de partida a estimativa da energia radiante disponível incidente no solo. O estabelecimento dos níveis de energia solar (recurso solar ou potencial solar) ao longo do ano permite a avaliação de estimativas para conversão energética, e, consequentemente, contribui com a elaboração do balanço econômico de projetos.

A metodologia para estimativa do potencial solar, em uma dada região, associa-se ao emprego de bases de dados estatísticos de medição de irradiância solar em solo. Estes dados vêm sendo levantados historicamente por meio de estações solarimétricas (STACKHOUSE *et al*., 2018) e pelas estimativas baseadas em sensoriamento remoto por imagens de satélite (KLEISSL, 2013). Ao nível do solo, a radiação solar incidente pode ser descrita em três parcelas fundamentais (todas expressas em W/m^2) :

- *GHI* (do inglês *Global horizontal irradiance*): irradiância global hemisférica, incidente na horizontal (H);
- *DNI* (do inglês *Direct-normal irradiance*): irradiância medida na direção dos raios solares (H_{bn}); e
- *DHI* (do inglês *Diffuse horizontal irradiance*): irradiância difusa hemisférica (em todas as direções), incidente na horizontal ($_{Hd}$).

Todas as três diferentes componentes (ver Figura 1) são mensuráveis pela instrumentação de estações e são disponibilizadas em bases de dados de registros meteorológicos/energéticos históricos. A relação entre elas pode ser expressa por:

$$H = H_d + H_{bn}\cos(\theta_z) \quad (1)$$

onde θ_z é o ângulo Zênite.

Os diferentes sistemas de aproveitamento da energia solar convertem de forma diferente cada componente da irradiância. Sistemas fixos (fotovoltaicos ou térmicos com angulação fixa) em geral são concebidos para utilizarem o montante global da irradiação. Sistemas com rastreamento de sol (fotovoltaicos com rastreadores ou sistemas heliotérmicos concentrados) são dimensionados para melhor aproveitarem a componente direta (*DNI*). A Figura 2 ilustra um registro típico do comportamento das diferentes componentes de irradiância, medidas em Brasília, em dias claro e nublado, exemplificando suas variabilidades ao longo do dia, tendo em vista a cobertura de nuvens e demais condições atmosféricas.

Soma-se às parcelas *GHI*, *DNI* e *DHI* uma parcela adicional da radiação solar refletida pelo solo. Esta componente é composta pela reflexão da irradiância direta e difusa pelos elementos de superfície (solo, vegetação, prédios etc.). Em muitas situações esta componente apresenta um valor relevante de aporte energético, em particular em situações de ambiente urbano ou de solos com alto albedo (deserto, neve, dunas etc.).

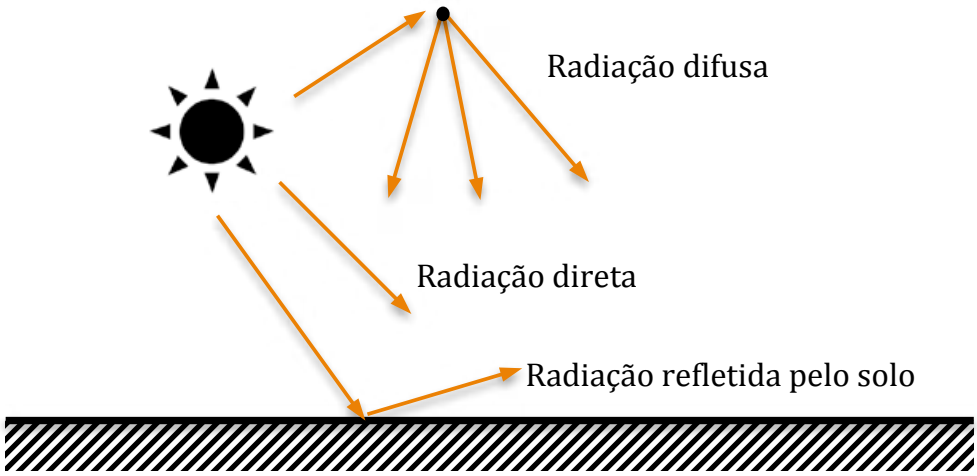


Figura 1. Componentes da radiação solar incidente e refletida pelo solo

A disponibilidade de irradiância ao nível do solo dependerá, portanto, das condições específicas do local (latitude, longitude, altitude e relevo, da sazonalidade anual), da hora do dia e das condições atmosféricas. Modelos de estimativa de recurso solar utilizam formulações que consideram todos estes fatores, complementados pela elaboração de indicadores estatísticos inerentes ao comportamento estocástico do problema. A formulação de modelos de disponibilidade de recursos solar ao nível do solo considera a estimativa da radiação extraterrestre incidente no alto da atmosfera (definida deterministicamente), atenuando-a em seu caminho ótico até o nível do solo pela sua absorção e dispersão pelos gases que compõem a camada atmosférica (comportamento estocástico).

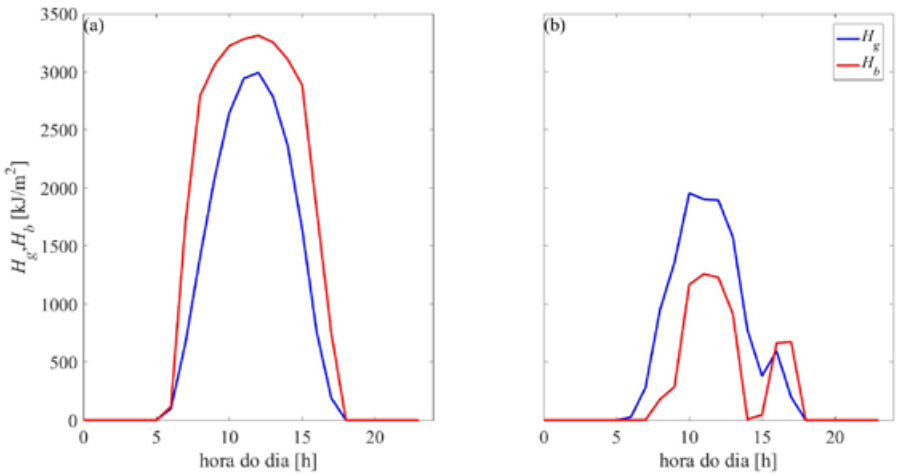


Figura 2. Componente de irradiação em dias típicos (a) Dia claro (b) Dia nublado. As inserções são fotos de câmera olho de peixe representativa dos dois dias

A estimativa dos recursos de energia solar (*assessment*) e sua previsibilidade (*forecasting*) apresentam dois objetivos principais: um primeiro que visa estimar níveis de radiação global incidente (*GHI*) para um dado local ou para o seu mapeamento em um espaço geográfico. Um segundo objetivo direciona-se ao estabelecimento da distribuição entre as componentes direta e difusa da radiação, por meio de modelos de previsão de *DHI/GHI*.

A base de tempo de prognóstico define duas estratégias diferentes para as metodologias de previsão. A previsão de longo termo (*assessment*) destina-se à estimativa ao longo do tempo de vida de um projeto. Isto é utilizado para avaliar a viabilidade de projetos através do prognóstico da quantidade de energia convertida associada aos valores médios de energia incidente (diária, mensal ou anual). Utilizam-se para isso bases de dados históricos processados estatisticamente. Já a previsão de curto e médio termo (*forecasting*) tem por objetivo estabelecer previsões em curtos intervalos de tempo (diariamente ou semanalmente), a partir do registro anterior de irradiância. Este tipo de abordagem proporciona importantes parâmetros de disponibilidade energética de usinas, durante sua fase de operação, por meio de prognósticos para a conversão e para o despacho de energia na rede. Dessa maneira, o planejamento operacional de geração de eletricidade (ou calor) e de eventual armazenamento podem ser otimizados com previsões de curto termo.

A presente sessão aborda parte dos conceitos básicos que permitem a elaboração das metodologias de estimativas do potencial solar, com foco no desenvolvimento de previsão de longo termo. Este texto não tem como objetivo estabelecer uma abordagem completa sobre os aspectos fundamentais da energia solar. Para isso, sugerem-se leituras de textos complementares em livros de referência (DUFFIE; BECKMAN, 2006; GOSWAMI; KREITJ; KREIDER, 2000).

2.1 Energia Solar Extraterrestre

A energia solar incidente no planeta Terra tem origem nas reações termonucleares do Sol, o qual emite uma enorme quantidade de energia em forma de radiação eletromagnética, cujas características do espectro de energia são próximas a um corpo negro à 5.500K. Tipicamente o Sol emite radiação em ondas curtas, tendo em vista sua característica estelar de produção de energia com pico de emissão dentro da banda de espectro da luz visível. Os diferentes gases da atmosfera terrestre filtram a irradiância solar em bandas de comprimento de onda específicas, tendo em vista as particularidades da interação molecular dos compostos com a radiação incidente.

O montante do fluxo de energia radiante que atinge o planeta Terra depende da quantidade de energia total emitida pelo Sol e da distância Terra-Sol. O valor de referência para a irradiância solar no alto da atmosfera é conhecido como Constante Solar, *Isc* , cujo valor é de 1366±0.5% W/m^2. Este valor apresenta uma pequena variação histórica associada aos efeitos de oscilações da órbita terrestre, e, principalmente, pela variabilidade da atividade sola.

A órbita elíptica da Terra apresenta um comportamento característico formulado pelas leis de Kepler. Dessa maneira, a distância Terra-Sol varia entre 147-152 mil km ao longo do ano (365,25 dias). A disponibilidade de energia solar em cada época do ano varia como consequência da distância Terra-Sol, bem como devido ao ângulo do eixo de rotação do planeta, inclinado de 23,45° em relação ao plano orbital (ver Figura 3), a qual induz um fluxo radiante diferente para cada latitude, compondo, assim, a sazonalidade típica das estações climáticas do planeta (verão, outono, inverno e primavera).

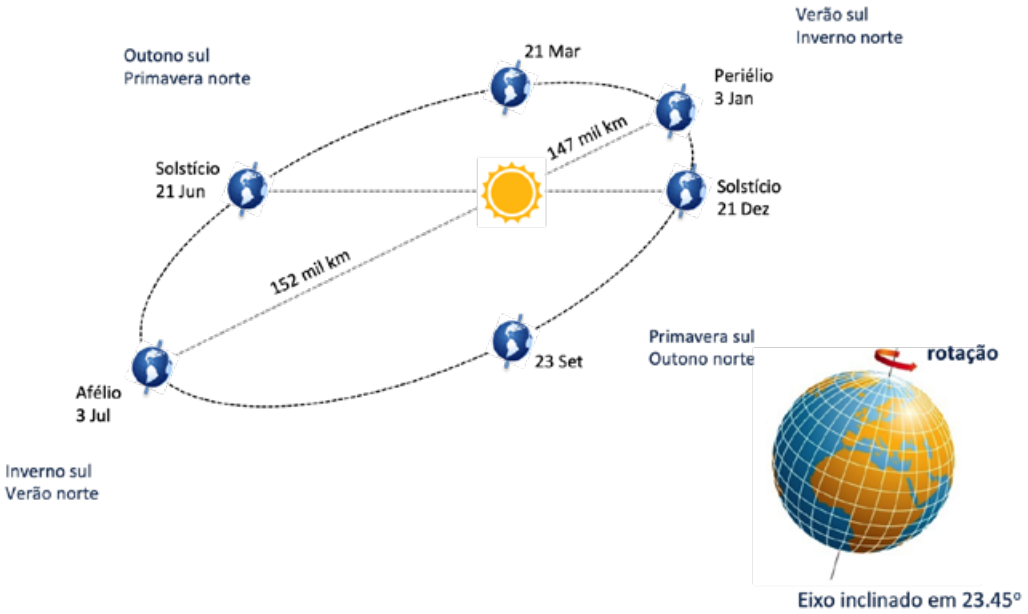


Figura 3. Movimento orbital e de rotação do planeta

Tendo em vista, portanto, a influência sazonal devido à órbita planetária, a energia solar extraterrestre direta (na direção dos raios solares) no alto da atmosfera pode ser quantificada por

$$I_0 = I_{sc}\left[1 + 0,033\cos\left(\frac{360n}{365}\right)\right] \quad (2)$$

onde *n* é o dia do ano. Outras relações mais precisas podem ser encontradas na literatura (DUFFIE; BECKMAN, 2006).

Observa-se que os termos entre colchetes da Eq. (2) quantificam a influência da distância Terra-Sol sobre o valor da constante solar. Para uma superfície horizontal posicionada no alto da atmosfera, paralela à superfície da Terra, o valor de irradiância no plano horizontal pode ser calculado a partir da Eq. (2) através da projeção dos raios solares na direção normal, ou seja,

$$H_0 = I_{sc}\left[1 + 0,033\cos\left(\frac{360n}{365}\right)\right]\cos\left(\theta_z\right) \quad (3)$$

2.2 Radiação Solar ao Nível do Solo

Ao travessar a atmosfera terrestre, a energia radiante é atenuada pelos diferentes gases que a compõem (H_2O, N_2, CO_2, O_3, O_2, aerossóis etc.). Parte da radiação incidente é refletida ao espaço e uma segunda parcela é absorvida diretamente pela atmosfera. Uma outra quantidade é espalhada em forma de radiação difusa em todas as direções (mecanismo de *scattering*), compondo o componente *DHI* da irradiância no solo.

Tendo em vista os movimentos de translação e rotação da Terra, o caminho ótico varia ao longo do dia, dependendo da posição aparente do Sol em relação a um observador na superfície da Terra. O caminho ótico pode ser associado ao parâmetro de massa de ar relativa - *AM*, calculado por:

$$AM = \frac{1}{\cos\left(\theta_z\right)} \quad (4)$$

Essa relação despreza efeitos de curvatura da Terra, mas é suficiente para o propósito de recurso à geração de energia. Para maiores valores de *AM*, a energia radiante percorrerá um caminho ótico mais longo, sendo mais fortemente atenuada pelos gases da atmosfera. Ao longo do dia, próximo ao meio-dia solar, cujos valores de *AM* são menores, os níveis de irradiância atingirão o seu máximo valor, com menor atenuação pelo caminho ótico na atmosfera.

A disponibilidade de energia solar no solo será uma consequência dos fenômenos físicos associadas à irradiância no alto da atmosfera e sua atenuação pelos diferentes gases atmosféricos. Ao nível do solo, utilizar-se-ão as notações *I*, para a irradiância em uma direção qualquer, ou *H*, para a irradiância sobre a horizontal, tal que

$$I = I_b + I_d + I_r \quad (5)$$

$$H = H_b + H_d + H_r \quad (6)$$

Os subscritos *b*, *d* e *r* relacionam-se com as parcelas direta (*beam*), difusa e refletida pelo solo. Em geral, para fins de estimativa de recursos solares, não será considerada em primeiro momento a parcela refletida pelo solo, sendo esta incluída nas estatísticas dos termos de radiação difusa para uma dada localidade.

Para a irradiação estimada ao longo de uma base de tempo (em geral ao longo de um dia ou horária), utilizar-se-á a notação

$$H^{\Delta t} = H_b^{\Delta t} + H_d^{\Delta t} \tag{7}$$

onde Δt é o intervalo de integração da radiação (D-Diário ou H-horário). A irradiação é expressa geralmente por J/m^2.

No intuito de expressar níveis de radiação solar ao nível do solo, definem-se variáveis associadas à atenuação da radiação solar na atmosfera através dos índices de transparência atmosférica (*clearness index*, equivalente a uma estimativa da transmissividade). Para isto, propõe-se uma variável para a relação entre a energia radiante no alto da atmosfera e no solo (em geral medida no plano horizontal). Instantaneamente esta relação é dada por:

$$k_T = \frac{H}{H_0} \tag{8}$$

com H_0 é a irradiância extraterrestre calculada pela Equação 3.

Para a irradiação calculada ao longo do dia, o índice de transparência atmosférica é notado por:

$$K_T = \frac{\overline{H}^D}{\overline{H_0}} \tag{9}$$

com $\overline{H_0}$ calculado pela integral de H_0 entre o nascente e o poente, a partir de expressões de θ_z em função dos ângulos de hora (DUFFIE; BECKMAN, 2006).

Utiliza-se também o indicador de transparência atmosférica médio, descrito pela média mensal de K_T, notado na forma

$$\overline{K}_T = \frac{1}{N_m} \sum_{N_m} K_T \tag{10}$$

onde N_m é o número de dias do mês.

Os valores de k_t, K_T e $\overline{K_T}$ representam séries temporais descritas respectivamente nas bases de tempo horária ao longo do dia, diária ao longo do mês e mensal ao longo do ano. Estas séries apresentam um comportamento estocástico, inerente ao processo não determinístico da radiação solar ao nível do solo. O desenvolvimento de metodologias de tratamento estatístico de dados, presente no acervo de bases de dados históricos, utiliza tais parâmetros para a referência de modelos estocásticos.

Valores de K_T classificam uma tipologia de dias quanto à disponibilidade de irradiação (IQBAL, 1983):

- dias claros: 0.7 ≤ $K_{T,}$
- dias parcialmente nublados: 0.3≤ K_T < 0.7; e
- dias nublados: 0.0 ≤ K_T < 0.3.

A radiação difusa apresenta uma correlação importante com o índice de claridade. Portanto, tendo em vista o registro histórico de medições desta componente, modelos estatísticos para a estimativa da parcela difusa da radiação solar incidente ao nível do solo vêm sendo objeto de estudos há várias décadas. Algumas destas correlações têm sido discutidas em livros de referência clássicos sobre energia solar (e.g. DUFFIE; BECKMAN, 2006; MYERS, 2013). A ideia é propor ajustes da relação entre os componentes difuso e global, para faixas do índice de transparência atmosférica, k_T, seja para a irradiância, seja para a irradiação.

Os trabalhos de ERBS; KLEIN; DUFFIE (1982), ORGILL; HOLLANDS (1977) e REINDL; BECKMAN; DUFFIE (1990) propõem ajustes em três faixas de k_T, considerando situações de céu claro a nublado para valores da irradiância horária. As funções propostas pelos autores são dadas respectivamente por

$$\frac{H_d}{H} = \begin{cases} 1-0,99k_T; & \text{para } k_T \le 0,22 \\ 0,9511-0,1604k_T+4,388k_T^2-16,6388k_T^3+12,336k_T^4; & \text{para } 0,22 < k_T \le 0,8 \\ 0,165; & \text{para } k_T > 0,8 \end{cases} \quad (11)$$

$$\frac{H_d}{H} = \begin{cases} 1-0,249k_T; & \text{para } k_T \le 0,35 \\ 1,557-1,84k_T; & \text{para } 0,35 < k_T \le 0,75 \\ 0,177; & \text{para } k_T > 0,75 \end{cases} \quad (12)$$

$$\frac{H_d}{H} = \begin{cases} 1,02-0,248k_T; & \text{para } k_T \le 0,3 \\ 1,45-1,67k_T; & \text{para } 0,3 < k_T \le 0,78 \\ 0,147; & \text{para } k_T > 0,78 \end{cases} \quad (13)$$

As diferenças entre as Eq.s (11)-(13) são sutis, proporcionando uma representação quase equivalente do comportamento do componente difuso horário.

Para o componente da irradiação diária, pode-se utilizar o modelo de COLLARES-PEREIRA; RABL (1979a) escrito como

$$\frac{\overline{H_d}}{\overline{H}} = \begin{cases} 0,99; & \text{para } K_T \le 0,17 \\ 1,188-2,271K_T+9,473K_T^2-21,965K_T^3+14,648K_T^4; & \text{para } 0,17 < K_T \le 0,75 \\ 0,632-0,54K_T; & \text{para } 0,75 < K_T \le 0,8 \\ 0,2; & \text{para } K_T > 0,8 \end{cases} \quad (14)$$

A expressão acima quantifica a distribuição da radiação difusa ao longo de todo o dia, para cada classificação de irradiação, com condições de dia nublado a dia claro.

Todas as expressões acima apresentadas permitem estimativas da componente difusa *DHI*, conhecendo-se a estimativa de *GHI*. A partir do conhecimento dessas componentes, é possível se estimar a componente direta, *DNI*, através da (1). Estes equacionamentos são em geral utilizados em metodologias de previsão de energia solar difusa, em vários códigos de simulação de sistemas solares.

Alguns estudos recentes têm aprimorado estas estimativas para relações empíricas entre radiação difusa e global, contribuindo, assim, para um importante acervo na literatura sobre esta temática (DESPOTOVIC *et al.*, 2016; JAMIL; AKHTAR, 2017; KHORASANIZADEH; MOHAMMADI, 2016).

2.3 Considerações Sobre Medição de Energia Solar

A medição de radiação solar tem características específicas e, para que dados possam ser analisados e intercomparados, uma padronização se faz necessária. Existem normas gerais e específicas que tratam do assunto. Sem ter o intuito de descrever por completo o assunto, aqui serão discutidos alguns aspectos relevantes de medição para a caracterização de potencial solar para a geração de energia.

Os instrumentos que medem radiação são chamados radiômetros. Os radiômetros usados para medição de radiação solar têm características específicas para determinação das diversas componentes que compõem o recurso solar. A norma internacional que estabelece os parâmetros, os requisitos e as classificações dos radiômetros para medição de radiação solar é a ISO 9060 "*Solar Energy – Specification and classification of instruments for measuring hemispherical solar and direct normal solar irradiation*"(INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 1990). Essa norma foi revisada recentemente para a publicação da segunda edição com atualizações da primeira de 1990.

2.3.1 Piranômetros

Os radiômetros destinados à medição de radiação solar hemisférica são chamados de piranômetros. Em relação às componentes da radiação solar, a radiação global horizontal é radiação hemisférica no plano horizontal. No caso de radiação global em planos diferentes da horizontal, o ângulo deve ser especificado. É comum a medição em planos inclinados correspondendo à latitude local no sentido do hemisfério oposto (sul no caso de latitudes positivas, norte no caso de latitudes negativas).

Os piranômetros são projetados para medir a irradiância em uma superfície plana do fluxo radiante do hemisfério acima, ou seja, proveniente de um ângulo sólido de 2π sr (esferorradiano), dentro de uma banda de frequência de aproximadamente 0,3μm a 3μm ou 4μm. Esses valores de comprimento de onda são nominais e não são um requisito para a denominação de piranômetro. Os limites de resposta espectral de cada instrumento dependem do seu princípio de funcionamento e projeto, como veremos mais adiante. No entanto, vale ressaltar que 97% a 99% da radiação solar hemisférica incidente na superfície da Terra estão entre 0,3μm e 3μm (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 1990).

Os piranômetros comumente utilizados são basicamente de dois tipos: piranômetros térmicos e piranômetros fotossensíveis. A norma ISO-9060 não limita a tecnologia usada na concepção de um piranômetro, mas sim em características de seu funcionamento. Assim, não há restrições quanto ao princípio de funcionamento e, sim, classificações com relação a alguns critérios relevantes para aplicações gerais. As principais características a serem consideradas numa avaliação de qualidade de um piranômetro são (VIGNOLA; MICHALSKY; STOFFEL, 2019): desvio em relação à verdadeira resposta ao cosseno do sensor à radiação hemisférica incidente; discrepâncias em sensitividade com diferentes temperaturas ambientes; dependência de sensitividade para diferentes comprimentos de onda da irradiação; e erros associados ao comportamento térmico do sensor

2.3.2 Pireliômetro

O pireliômetro é o radiômetro projetado para medir irradiância resultante de fluxo radiante solar de um ângulo sólido bem definido cujo eixo é perpendicular ao plano da superfície receptora (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 1990). Essa definição é consistente então para a medição de irradiância direta normal, *DNI*. O pireliômetro deve ter o seu elemento sensível em algum espaço em que uma abertura somente permite a entrada de radiação a partir do ângulo sólido predeterminado. Os meios-ângulos de abertura típicos de pireliômetros variam entre 2,5° e 7,5° (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 1990), sendo que para os modelos recentes recomenda-se o menor valor para uma melhor captura do disco solar. Eles devem ser dotados de algum mecanismo de rastreamento solar para uma medida contínua.

Os pireliômetros mais usados em medições de campo possuem um colimador formado por diversas aberturas que somente permite que irradiação de um determinado ângulo sólido atinja a superfície do absorvedor. Assim como no piranômetro térmico, uma termopilha é usada como elemento sensível à radiação. Atualmente não existem mais pireliômetros baseados em fotodiodo, devido a sua resposta espectral não uniforme, o que seria crítico para medição de radiação direta (VIGNOLA; MICHALSKY; STOFFEL, 2019).

Existem outros tipos de pireliômetros mais precisos, a saber, pireliômetros absolutos e de compensação. No entanto, devido as suas características construtivas e operacionais, eles se tornam inviáveis para aplicação de campo, pois aos custos de aquisição e manutenção seriam proibitivos (VIGNOLA; MICHALSKY; STOFFEL, 2019). A "*World Radiometric Reference*", mantida pela seção "*Solar Radiometry Section*" (SRS) da "*World Radiation Center*" (WRC), é composta atualmente por seis pireliômetros absolutos.

2.3.3 Difusômetros

Os radiômetros projetados para medir irradiação difusa são chamados difusômetros (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 1990). Normalmente, consiste em um piranômetro e uma estrutura para bloquear a irradiação direta (sombreamento). A estrutura de sombreamento pode ser um anel, um disco ou uma esfera, Figura 4. No caso de anel, a estrutura é fixa, porém ajustável. O posicionamento dela deve ser de tal sorte que o piranômetro fique constantemente sombreado ao longo do dia. Como a trajetória do Sol sofre variações diárias, a posição do anel deve ser ajustada em períodos de 2 a 3 dias (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 1990) (Standardization, 2018). Apesar de conveniente, a medição de radiação difusa por anel de sombreamento sofre do inconveniente de que o anel, além de bloquear a radiação direta, bloqueia também parte da radiação difusa, necessitando, assim, de uma correção. DRUMMOND (1956) propôs uma correção baseada na geometria do anel de sombreamento considerando radiação difusa isotrópica. Outros fatores de correção foram propostos na literatura para corrigir desvios devidos à anisotropia (BATLLES; OLMO; ALADOS-ARBOLEDAS, 1995; LEBARON; MICHALSKY; PEREZ, 1990; MUNEER; ZHANG, 2002). No entanto, ainda assim elas têm altas incertezas associadas nas suas formulações quando aplicadas fora das condições em que foram determinadas.

Uma alternativa à medição de radiação difusa mais precisa do que o anel de sombreamento é o disco ou esfera de sombreamento. Neste caso, uma esfera ou disco de sombreamento é posicionado de forma a bloquear o piranômentro, o mais precisamente possível, da radiação somente na direção do Sol. Os ângulos de abertura da esfera ou disco de sombreamento em relação ao zênite solar deve ser entre 2,5° e 1°. Devido ao movimento contínuo do Sol, difusômetros que utilizam esferas e discos necessitam de mecanismos de rastreamento do movimento do Sol. A norma ISO 9846 define os parâmetros das esferas e discos e de seu rastreamento.

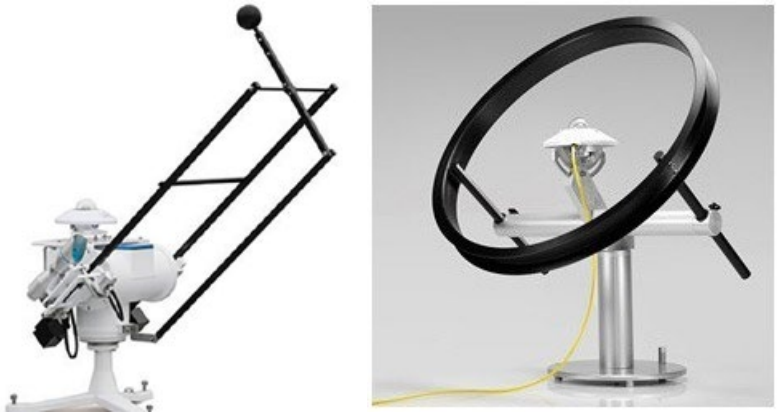


Figura 4. Difusômetros com diferentes estruturas de sombreamento. Painel à esquerda, sombreamento por esfera, painel à direita, sombreamento por anel. Fonte: IndiaMART.com

2.3.4 Medição para empreendimentos do Setor Elétrico

Para que um empreendimento de geração de energia elétrica com fonte solar possa participar de um Leilão de Energia, existem algumas condições que devem ser atendidas, em especial relacionadas à medição do recurso solar. O Ministério de Minas e Energia define, na Portaria n.º 102, de 22 de março de 2016, tais condições, as quais são detalhadas pela Empresa de Pesquisa Energética.

A importância desse assunto reside na estimativa da produção de energia elétrica do empreendimento, aspecto crucial para o Leilão, o qual é baseado nos dados solarimétricos, os quais devem ser certificados, a fim de determinar a probabilidade de ocorrência igual ou maior que 50% e 90% e a respectiva incerteza padrão da produção de energia.

As condições impostas pela portaria preconizam que é necessário realizar medições contínuas de irradiação global horizontal, por período não inferior a 12 meses consecutivos, no local do empreendimento ou em até 10 quilômetros de distância, medidas a cada segundo e integralizadas a cada 10 minutos, para empreendimentos fotovoltaicos sem tecnologia de concentração da irradiação. Para empreendimentos heliotérmicos ou fotovoltaicos com tecnologia de concentração da irradiação, as medições não podem ser inferiores a 36 meses consecutivos.

A estação solarimétrica, cuja medição será certificada, deverá ter especificadas as coordenadas UTM de localização, detalhes da instalação, descrição do terreno onde foi montada, data da instalação e relação de todos os equipamentos do sistema de medição, com respectivas características técnicas, juntamente com os certificados de calibração de todos os instrumentos de medição de irradiação instalados, os quais devem ser recalibrados segundo os prazos estabelecidos pelos fabricantes. A estação deve ficar livre de anteparos que possam provocar sombreamento, garantir o nivelamento dos instrumentos de medição, bem como critérios de operação e manutenção, destacando-se a limpeza periódica dos sensores.

A estação deve ser equipada, no mínimo, com instrumentos de medição de irradiância global horizontal, a saber, piranômetros, padrão "*First Class*" (Classe B, de acordo com a 2ª Edição da ISO-9060) ou superior, orientados no plano horizontal, umidade relativa, temperatura e velocidade do vento. Equipamentos complementares podem ser instalados, tais como: célula ou módulo fotovoltaico de referência (equivalente à dos módulos da usina, no mesmo plano inclinado), piranômetro orientado conforme plano inclinado dos módulos ou outros instrumentos de medição de irradiação.

O índice de perda de dados deverá ser inferior a 10% e o período contínuo de ausência de medições não poderá superar 15 dias. No caso de perda de dados, deve-se informar a taxa de perda e a origem da recuperação dos dados por meio de correlação com outras fontes representativas da região.

Para estimar de forma mais precisa a geração de energia do empreendimento solar, deve-se utilizar a campanha de medição para correlacionar com dados solarimétricos de longo prazo (pelo menos 10 anos). Tais dados podem ser oriundos de estações de referência ou imagens de satélite. Para fontes de dados de satélites e modelos associados, deve ser informada a resolução e a escala temporal, bem como a descrição do modelo utilizado para criar a série de dados, além de considerações sobre erros e incertezas dos dados.

A correlação dos dados de medição local com dados solarimétricos de longo prazo deve ser realizada em intervalos horários ou menores, descrevendo a metodologia de ajuste dos dados, para geração do ano meteorológico típico, além de médias horárias mensais de irradiação global horizontal, temperatura ambiente, e médias mensais de longo prazo.

Por fim, deve-se apresentar descrição detalhada da metodologia e dos modelos empregados para o cálculo da irradiação no plano inclinado dos módulos, sejam fixos ou com rastreadores. O Sumário da Certificação de Dados Solarimétricos é documento obrigatório para habilitação técnica nos Leilões de Energia Elétrica (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2021a, b) e deve ser apresentado na forma de tabelas.

2.4 Estação Solarimétrica Universidade de Brasília

Um exemplo de uma estação solarimétrica completa é a estação solarimétrica da Universidade de Brasília. Está instalada no Bloco G da Faculdade de Tecnologia uma estação solarimétrica com medição independente das três componentes da irradiância solar, a saber, irradiância global horizontal (*GHI*), irradiância direta normal (*DNI*) e irradiância difusa (*DHI*). Trata-se de uma estação com instrumentação da empresa Kipp & Zonnen, dotada de um rastreador solar SOLYS 2, com sombreamento por esfera. Dois piranômetros modelo Kipp & Zonnen CMP6 (classe B ISO-9060) estão instalados, um para medição de irradiância global e outro para irradiância difusa. Um pireliômetro modelo Kipp & Zonnen CHP1 (classe B ISO-9060) para medição de irradiância direta normal. Os dados são coletados através de um *datalogger* Campbell Scientific CR1000 conectado diretamente a um computador onde os dados são armazenados. Além da estação solarimétrica, uma câmera de imagens do céu está instalada para futuros estudos de previsão solar. A Figura 5 mostra a estação solarimétrica instalada.

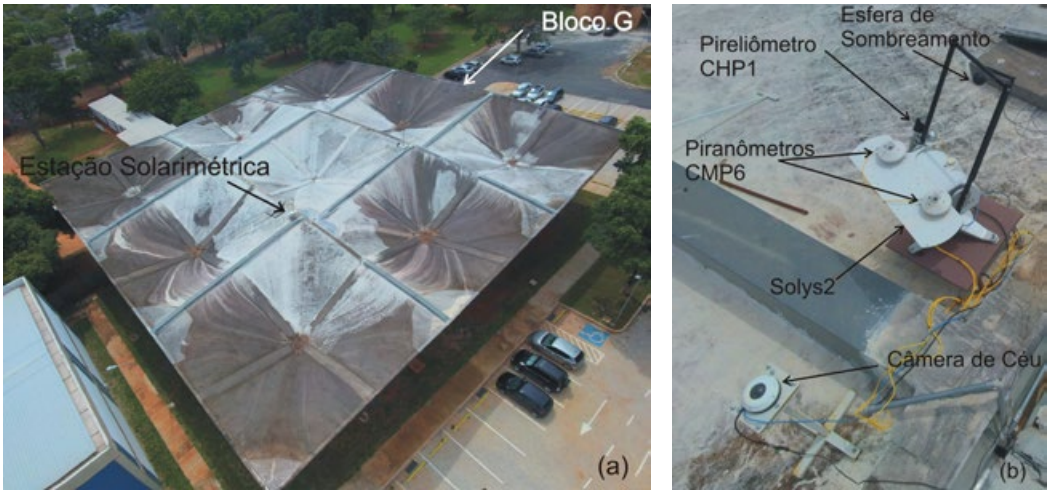


Figura 5. Estação Solarimétrica instalada na Universidade de Brasília.
Painel, (a) vista panorâmica, painel (b) vista detalhada

A localização da estação solarimétrica da UnB em relação ao aterro do Jockey Clube de Brasília, aterro usado no estudo de caso a ser apresentado a seguir, pode ser visto na Figura 6. A distância é de aproximadamente 13,4Km, um pouco superior à determinada pela Resolução da Aneel, mas ainda bem inferior aos 30Km em que dados simulados por modelos teriam menores incertezas associadas (PEREIRA *et al.*, 2017).

Figura 6. Localização relativa entre a estação solarimétrica localizada na Universidade de Brasília e o Aterro Sanitário da Estrutural. Fonte: Google Earth

2.5 Avaliação do Potencial Solar – Exemplo Brasília

Nesta sessão, metodologia de avaliação de potencial solar a partir de medições locais e construção de ano meteorológico típico serão apresentadas. O exemplo de Brasília será considerado devido às medições da estação solarimétrica de Brasília e à disponibilidade de ano meteorológico típico na plataforma *SAM*. Além disso, o recurso solar de Brasília será usado no estudo de caso de aplicação heliotérmica no contexto de aterros sanitários.

2.5.1 Tratamento de dados solarimétricos – Estação Solarimétrica do LEA

O tratamento de dados da estação consiste em um controle da qualidade dos dados eliminando dados inconsistentes. Em uma segunda etapa, para se obter uma série completa, os dados inexistentes, seja por alguma inconsistência ou por falha de operação, podem ser reconstruídos a partir de modelos e/ou outra fonte de dados. A seguir, algumas considerações a respeito do controle de qualidade, preenchimento de dados faltantes e distribuição de irradiação ao longo do ano serão apresentados.

2.5.1.1 Consistência dos dados

A estação solarimétrica instalada na Universidade de Brasília entrou em operação contínua a partir de agosto de 2018. Leituras de valores instantâneos de irradiância global horizontal, irradiância direta normal e irradiância difusa são realizadas a cada três segundos e armazenadas. A partir das leituras instantâneas, valores médios, mínimos e máximos de irradiância e o valor da radiação total são calculados para cada minuto pelo próprio *datalogger* e também armazenados em um computador.

Médias horárias, diárias e mensais são calculadas em pós-processamento após o controle de qualidade dos dados para eliminação de dados inconsistentes. A qualidade dos dados é checada de acordo com os seguintes critérios:

- **consistência de máximo:** não é de se esperar que a irradiância seja superior à irradiância extraterrestre por longos períodos. Isso pode ocorrer instantaneamente devido ao efeito lente das nuvens que é esporádico e de curta duração. Dados, em que a razão entre a irradiância de determinada componente é maior que a irradiância extraterrestre correspondente é maior do que 1, são filtrados;
- **consistência da soma:** como as medições de cada componente é independente, a irradiância global horizontal deve ser igual à soma da irradiância difusa com a direta normal multiplicada pelo cosseno do ângulo de zênite solar. Desvio entre a irradiância global horizontal medida e calculada pela soma indica algum problema com um dos sensores. Dados, em que a diferença em valor absoluto entre a irradiância global medida e irradiância global horizontal calculada é maior do que um certo valor (no caso foi assumido o valor de 0,1 kW/m^2), são filtrados;
- **consistência de alinhamento:** é de se esperar que a irradiância global horizontal seja consideravelmente maior do que a irradiância difusa para altos valores de índice de transparência atmosférica. Valores próximos dessas duas componentes para condições de céu claro é uma indicação de que o sistema de rastreamento está desalinhado, ou seja, o difusômetro não está sendo sombreado e o pireliômetro não está corretamente alinhado com a direção do Sol. Repare que, neste caso, a consistência da soma não é um bom indicador. Dados com transparência maior do que um determinado valor (no caso 0,6) e a razão da irradiância difusa e global horizontal maior que um limite (no caso 0,9) são filtrados; e
- **consistência de limites de índice de transparência atmosférica:** os valores de índices de transparência atmosféricas têm limites entre 0 e 1. Dados de transparência fora destes limites são filtrados.

O controle de qualidade é aplicado aos dados integralizados no minuto. Os critérios são aplicados para cada componente, já que nem todos os indicadores de problemas invalidam todos os dados. Por exemplo, o fato de o sistema de rastreamento estar desalinhado não condena o dado de irradiância global horizontal. As Figuras 7 a 9 seguir mostram os dados e os filtros aplicados no pós-processamento.

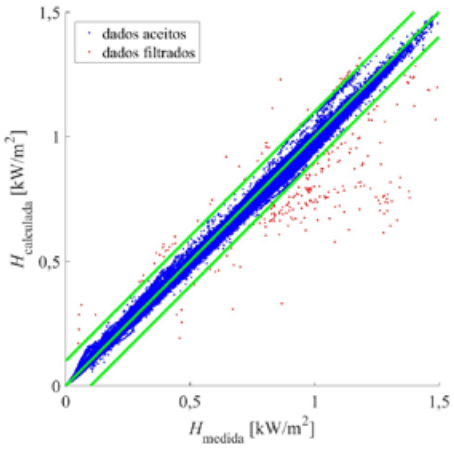


Figura 7. Comparação entre dados irradiância global horizontal e calculada pela soma das componentes. Os pontos em vermelho foram filtrados pelo controle de qualidade

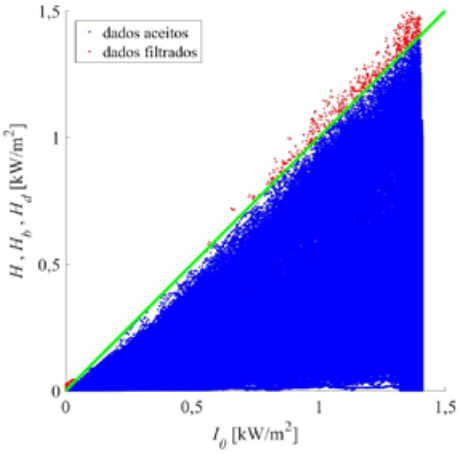


Figura 8. Comparação entre dados de irradiância (todas as componentes) e a irradiância extraterrestre. Os pontos em vermelho foram filtrados pelo controle de qualidade

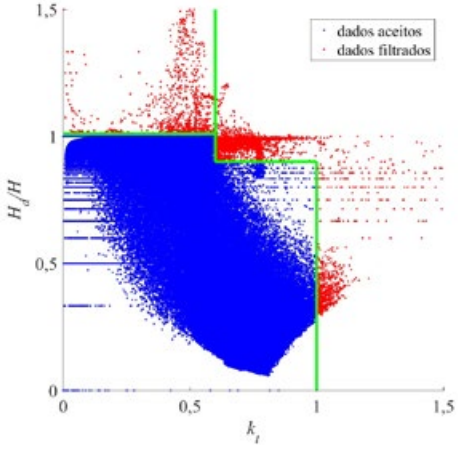


Figura 9. Razão entre irradiância difusa e global horizontal medidas e transparência atmosférica. Os pontos em vermelho foram filtrados pelo controle de qualidade

As figuras demonstram a consistência dos dados coletados. Do total de pontos gravados a partir do início da operação da estação solarimétrica, apenas 1,94% dos dados de cada minuto foram filtrados pelo controle de qualidade. Existiram ainda períodos em que houve falhas de gravação do sistema.

2.5.1.2 Relações H_d/H

É importante na estimativa de recurso solar a repartição da irradiação solar na superfície em suas componentes. Como já mencionado no item 2.2 deste capítulo, modelos foram desenvolvidos que permitem, a partir da radiação global, mais frequentemente medida, se estimar a componente difusa em função de k_T. Procedeu-se, então, a aplicação dos modelos descritos no item 2.2, nos dados medidos da estação solarimétrica da UnB para avaliação destes modelos. Além disso, um modelo local foi construído, baseado no modelo de Erbs *et al* (ERBS; KLEIN; DUFFIE, 1982), onde se estimou coeficientes do ajuste polinomial a partir os dados medidos. O modelo resultante é dado na Equação 15 a seguir:

$$\frac{H_d}{H} = \begin{cases} 0,996 - 0,0723k_T; & \text{para } k_T \le 0,22 \\ 1,214 - 1,9333k_T + 6,9582k_T^2 - 16,0706k_T^3 + 10,4011k_T^4; & \text{para } 0,22 < k_T \le 0,8 \\ 0,1528; & \text{para } k_T > 0,8 \end{cases} \quad (15)$$

Os modelos de ERBS; KLEIN; DUFFIE, 1982; ORGILL; HOLLANDS, 1977; REINDL; BECKMAN; DUFFIE (1990) de razão irradiância difusa e global horizontal horária, apresentados no item 2.2 deste capítulo, além do modelo local (Erbs-modificado), foram aplicados aos dados da estação solarimétrica da UnB. O resultado é apresentado na Figura 10 e as estatísticas da comparação são apresentadas na Tabela 1.

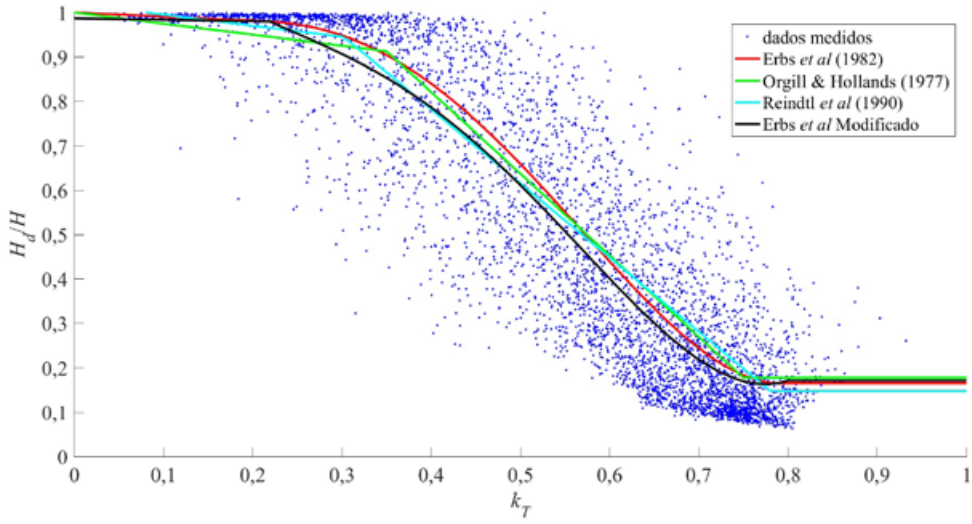


Figura 10. Razão da irradiância difusa e global horizontal (dados horários) em função de kT. Os modelos são descritos no item 2.2 deste capítulo. Erbs *et al* modificado se refere ao modelo de ERBS; KLEIN; DUFFIE (1982), mas com parâmetros estimados com dados da estação solarimétrica da UnB

Tabela 1. Estatísticas da comparação entre modelos de razão da irradiância difusa e global horizontal em função de k_T e dados medidos na estação solarimétrica da UnB

Modelo	Coeficiente de Correlação	REQM
ERBS; KLEIN; DUFFIE (1982)	0,8948	0,1492
ORGILL; HOLLANDS (1977)	0,8939	0,1488
REINDL; BECKMAN; DUFFIE (1990)	0,8942	0,1484
Erbs *et al* modificado	0,8956	0,1474

Obs: "Erbs *et al* modificado" se refere ao modelo de ERBS; KLEIN; DUFFIE (1982), mas com parâmetros estimados com dados da estação solarimétrica da UnB.

Nota-se um desempenho muito semelhante entre os modelos com uma pequena vantagem para o modelo local. Esse fato pode ser explicado pela forte influência dos extremos que concentram a maior parte da nuvem de pontos. No entanto, o modelo local deve ser mais confiável para os pontos intermediários.

Uma segunda comparação foi realizada para a razão irradiação difusa e global diária entre dados medidos e dados do modelo de COLLARES-PEREIRA; RABL, (1979b), também apresentado no item 2.2 deste capítulo. A Figura 11 mostra essa comparação. O modelo representa bem o comportamento da componente difusa em função de KT com 0,9163 de coeficiente de correlação e 0,1142 de raiz do erro quadrático médio. Nenhum modelo local foi desenvolvido devido ao fato de não se ter um ciclo completo de um ano de dados.

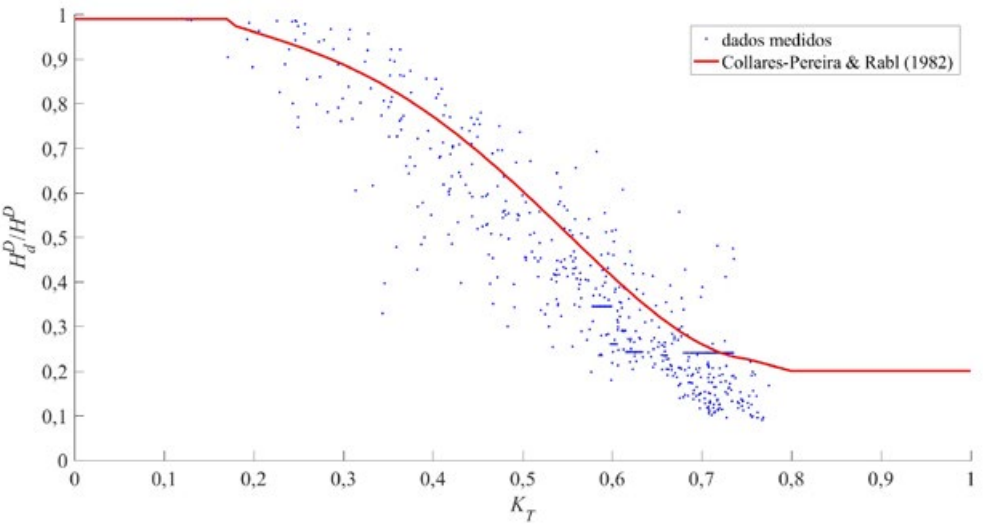


Figura 11. Razão da irradiância difusa e global horizontal em função de K_T (dados diários). O modelo está descrito no item 2.2 deste capítulo

2.5.1.3 Irradiação mensal

Estações meteorológicas podem ser usadas para gerar uma série temporal das componentes da irradiação sem lacunas. A série completa pode então ser usada para se estabelecer o recurso solar disponível em várias escalas temporais. Valores anuais são importantes para uma primeira avaliação do potencial solar local. Valores horários são normalmente necessários para simulações numéricas detalhadas de geração, devido à não linearidade dos processos físicos envolvidos. Séries de valores mensais, por sua vez, fornecem informação relevante, pois apresentam as sazonalidades do recurso solar importantes para operadores de uma possível instalação.

Os valores mensais de irradiação global horizontal e irradiação direta normal para o ano de 2019 são apresentados na Figura 12. Percebe-se que, para o período considerado, há uma maior irradiação incidente nos meses de julho e janeiro. O mês de julho é o auge do período de seca, portanto com pouca nebulosidade na região. A queda acentuada nos valores de irradiação direta nos meses outubro e novembro ocorre devido à transição entre o período seco e úmido com o aumento da nebulosidade. Nota-se que a irradiação global não sofre na mesma proporção, já que a irradiação solar é maior com a aproximação do solstício de dezembro e o periélio. Um valor atípico de janeiro foi observado em 2019. Esse valor é carregado de alta incerteza, já que a estação não gravou dados na primeira metade do mês. Como na segunda metade houve vários períodos de céu claro, incomuns para janeiro em Brasília, o procedimento adotado para preenchimento de lacunas pode ter introduzido um viés importante. Esses fatores demonstram a necessidade de séries temporais de longo prazo para o estabelecimento do recurso solar local. Esse fato é especialmente importante para sistemas heliotérmicos, em que o recurso solar aproveitado é *DNI*.

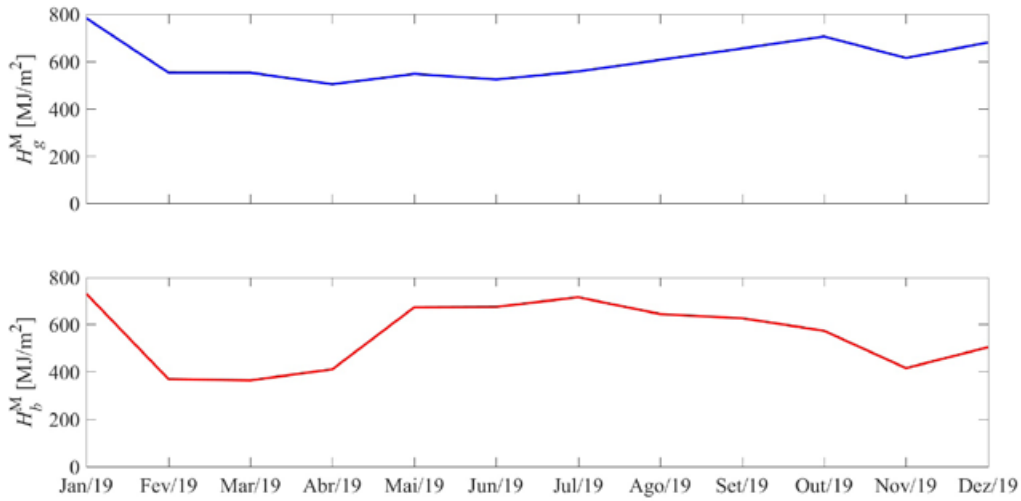


Figura 12. Dados mensais de irradiação global horizontal (painel superior) irradiação direta normal (painel inferior)

2.5.2 Ano meteorológico típico

O ano meteorológico típico (*TMY*, do inglês *Typical Meteorological Year*) representa um ano de referência de valores horários de variáveis meteorológicas para avaliações energéticas. A necessidade de tal série temporal é baseada no fato de que exercícios de simulação energética não dependem apenas dos valores médios apropriados dos parâmetros meteorológicos, mas também das distribuições de frequência de parâmetros individuais e as correlações entre eles. O documento de referência para a construção de *TMY* é a norma ISO 15927-4 (E). A norma foi inicialmente desenvolvida para estimativas de desempenho energético de sistemas de condicionamento de ar de edifícios, mas os princípios de construção do *TMY* preconizada na norma podem ser usados para outras aplicações, tais como simulações de longo prazo (um ou múltiplos anos) de instalações de energia solar.

De acordo com a ISO 15927-4 (E), a construção de um *TMY* de um determinado local necessita, como requisitos mínimos, de dados de longo prazo (pelo menos 10 anos) das seguintes variáveis meteorológicas locais: temperatura de bulbo seco, *DNI*, *DHI,* umidade relativa (ou outro parâmetro representativo da umidade no ar) e velocidade do vento a 10m do solo. Os três primeiros são os mais relevantes para energia solar e são os dados primários na construção do *TMY*. A realização consiste em designar meses específicos dentre os anos da base de dados, de tal forma que o *TMY* preserve o valor médio mensal, a distribuição em frequência de cada variável no mês e a correlação entre as variáveis dentro de cada mês, o mais próximo possível dos valores de longo prazo. O procedimento é operacionalizado em duas fases, i) a seleção de um de cada mês do ano, ou seja, um janeiro, um fevereiro, um março e assim por diante, dentre os meses que consistem a base de dados de longo prazo utilizada de acordo com os parâmetros estatísticos especificados; ii) o ajuste de valores horários na transição entre os meses de forma a suavizar as inconsistências. No caso de simulações de sistemas de energia solar, a fase ii) é menos relevante, já que na transição entre os meses se dá durante a noite, onde a irradiância solar é zero.

Para grandes centros, é possível achar bases de dados já com o *TMY* construído baseadas em medições de superfície e modelos físicos ou estatísticos. As plataformas de simulação de sistemas de energia solar, tais como *SAM* dentre outras, já buscam automaticamente nas bases de dados disponíveis os dados para simulação de ciclo de vida em estudos de viabilidade econômica. No entanto, como *TMY* não está disponível para todos os pontos de interesse, elas normalmente permitem ao usuário fornecer *TMY* construídos localmente. No caso de Brasília, por exemplo, o *SAM* utiliza o *TMY* construído pelo *SWERA* (do inglês, *Solar and Wind Energy Resource Assessment*) que foi um projeto que envolveu diversos países para informação de recursos renováveis.

As figuras 13 e 14 mostram as séries temporais horárias de *GHI* e *DNI* do *TMY* de Brasília, respectivamente, que é o mesmo utilizado no estudo de caso realizado. As inserções na Figura 14 mostram séries temporais para dois períodos de sete dias, uma em janeiro (verão, estação chuvosa) e julho (inverno, estação seca). Repare nas diferenças marcantes de dinâmica das duas componentes da radiação solar. Enquanto *GHI* tem variabilidades sazonais importantes, o *DNI* apresenta variações de picos menores durante o ano. Isso se deve ao fato de que o *DNI* se refere à direção normal e, portanto, as diferenças são consequência somente ao maior AM durante o inverno. Por outro lado, a oscilações intradiárias de *DNI* são mais relevantes do que as de *GHI* na presença de nuvens.

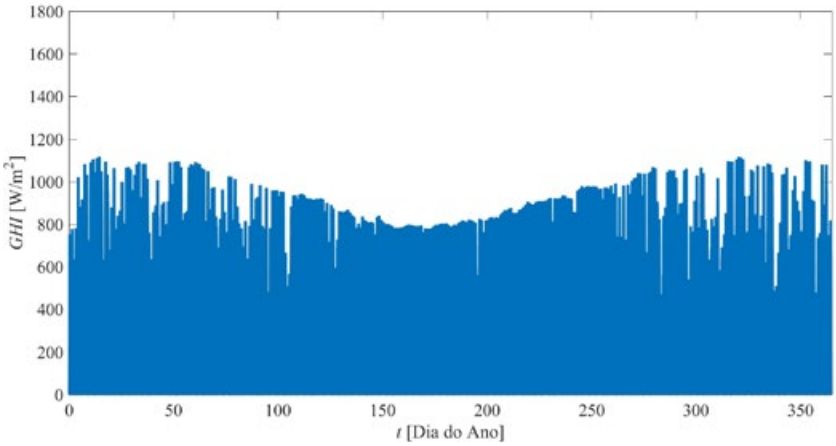


Figura 13. Série temporal horária de *GHI* de *TMY* de Brasília. Fonte dados: *SWERA*

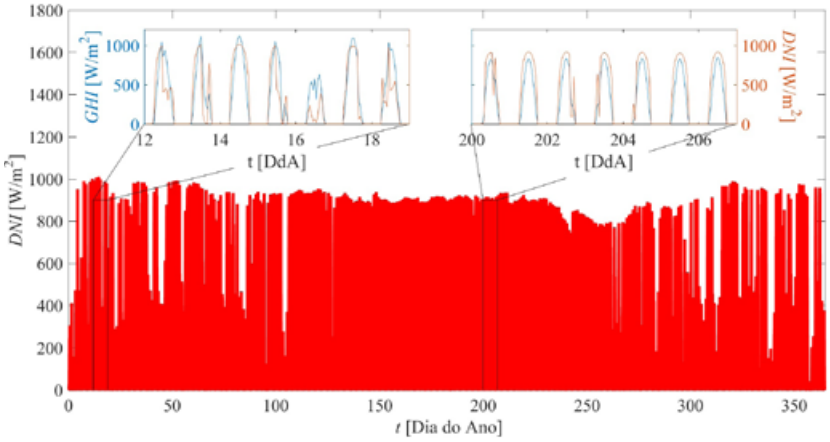


Figura 14. Série temporal horária de *DNI* do *TMY* de Brasília. As inserções representam comparativo de *DNI* e *GHI* para dois períodos de sete dias do ano. Fonte dados: *SWERA*

3. TECNOLOGIAS HELIOTÉRMICAS PARA APLICAÇÃO EM ATERROS SANITÁRIOS

Tecnologias heliotérmicas de uma forma geral foram abordadas no Capítulo 5 deste livro, em que foram apresentadas as diferentes tecnologias de aproveitamento da radiação solar para geração de eletricidade, incluindo a possibilidade de hibridização com outras fontes térmicas, que é o que se vislumbra como uma oportunidade para a sua utilização em aterros sanitários. No entanto, para integralidade do presente capítulo, alguns aspectos a respeito das tecnologias heliotérmicas relevantes para sua aplicação em aterros sanitários serão discutidos. A rota térmica de conversão de radiação solar em energia elétrica, em contraste com a rota fotovoltaica, requer uma conversão de calor em trabalho mecânico (e posteriormente em trabalho elétrico por um gerador) através de um ciclo termodinâmico. Para que essa conversão ocorra de maneira eficiente, é necessário que o calor seja fornecido a altas temperaturas, requerendo em excesso a 200°C. Desse modo, a conversão solar-térmica necessita de concentração solar (*vide* Capítulo 5), fazendo uso de concentradores solares para absorção de energia solar arranjados em um campo solar.

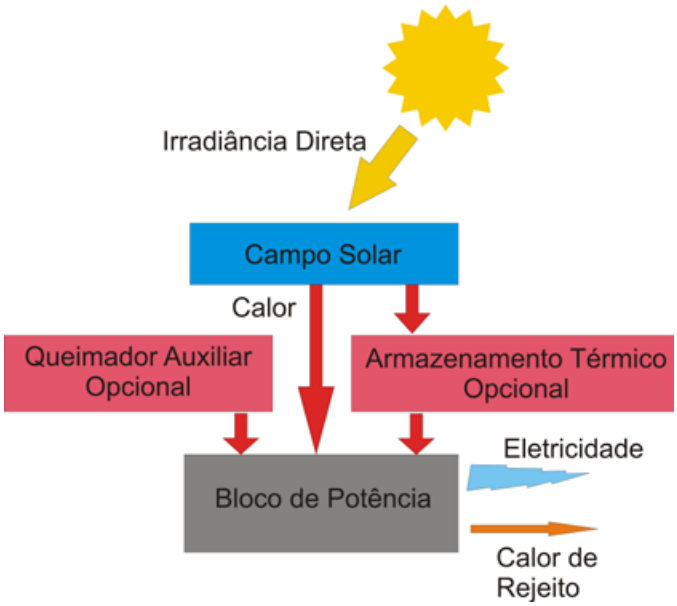


Figura 15. Concepção esquemática de uma planta heliotérmica

Um sistema de geração de energia elétrica heliotérmico típico pode ser representado esquematicamente pela Figura 15. O campo solar é constituído pelos concentradores solares dispostos de forma a converter a irradiação solar em energia térmica. Dependendo do sistema, pode haver armazenamento térmico ou não. Em um sistema heliotérmico puro, o armazenamento térmico é de suma importância, pois permite amortecer intermitência na irradiância além de permitir ao operador o despacho mais vantajoso alinhado com as políticas tarifárias. Existem sistemas com armazenamento térmico que permite o funcionamento da planta por 24 horas seguidas (TORRESOL, 2020). Já em sistemas híbridos, sua importância é menos relevante, pois essas dificuldades podem ser compensadas em parte pela outra componente do sistema híbrido. É também usual a presença de um queimador auxiliar em instalações heliotérmicas. Assim como o armazenamento térmico, o queimador auxiliar pode ser usado para compensar intermitências solares para que o sistema opere dentro das condições de projeto, portanto com altas eficiências. Além disso, o queimador auxiliar se faz necessário em sistema em que o fluido de transferência de calor e/ou armazenamento exija ser mantido a temperaturas superiores ao ambiente, como é o caso de sal fundido. No entanto, se o queimador for alimentado por combustível, haverá um comprometimento da "renovabilidade" do sistema.

Existem atualmente quatro tecnologias heliotérmicas que podem ser citadas como passíveis de utilização em sistemas de geração de energia: Calha Parabólica, Torre Solar, Linear Fresnel e Disco Parabólico. No entanto, como discutido no Capítulo 5, apenas as três primeiras são comercialmente viáveis. A seguir, uma breve descrição de cada uma delas e de sistemas de armazenamento térmico será fornecida.

3.1 Calha Parabólica

A Calha Parabólica é, dentre as tecnologias heliotérmicas, a mais madura e mais difundida no mercado de energia (*vide* Tabela 3, Capítulo 5). Como descrito no Capítulo 5, ela é de foco linear, em que as calhas são arranjadas em laços onde na entrada é coletado da linha de fria o FTC a uma temperatura mais baixa e, na saída, é despachado para linha quente o FTC com temperatura mais alta após ter absorvido a radiação solar concentrada. O ganho de temperatura no laço de plantas comerciais atuais é de aproximadamente 100°C. O campo solar é composto por diversos laços, em número suficiente para fornecer energia térmica requerida, por exemplo, para movimentar o sistema de potência. A Figura 16 mostra um campo solar de Calha Parabólica no deserto Mojave, Califórnia, EUA. A distância entre as linhas que compõe um laço e entre os laços deve ser de tal forma que minimize o sombreamento de uma linha na outra em períodos de baixa elevação solar, começo da manhã e final da tarde. A distância usual entre duas linhas paralelas (centro a centro), com algumas variações, é de aproximadamente três vezes à dimensão da abertura da calha.

Figura 16. Campo solar de Calha Parabólica no deserto Mojave, Califórnia, Estados Unidos.
Fonte: FORSYTH, (2011)

A calha é montada em uma estrutura que permite o movimento do conjunto para o rastreamento do Sol em um eixo. O posicionamento das calhas pode ser na direção norte-sul com rastreamento na direção leste-oeste ou vice-versa. A orientação norte-sul tem sido predominante já que, na maioria dos locais, promove uma geração anual maior, apesar de uma maior variabilidade sazonal (MOYA, 2012). Construtivamente, a Calha Parabólica é uma estrutura complexa com altas exigências de precisão da concentração solar em um tubo absorvedor móvel com dimensão linear da ordem de 103 m, aliado a cargas aerodinâmicas devido ao vento incidente na superfície suspensa (REEKEN *et al.*, 2014). Diante disso, poucos são os fabricantes de concentradores parabólicos lineares de alto desempenho. As dimensões de abertura da parábola destes concentradores variam de 5 m a 9,7 m, sendo as maiores aberturas para modelos mais recentes, e razões de concentração que estão entre 70 a 140 (REEKEN *et al.*, 2014).

O absorvedor usado em sistemas de Calha Parabólica para alta temperatura (>300), que é o caso quando destinado à geração de energia elétrica por um ciclo termodinâmico, é tubo evacuado, assim designado porque é constituído por um tubo de aço (por onde circula o FTC) e um tubo externo concêntrico de vidro com vácuo entre eles (MOYA, 2012). Com o intuito de melhorar o desempenho térmico do sistema, a superfície externa do tubo de aço é revestida por uma camada seletiva ótica com alta absorbância à radiação solar (ondas curtas) e baixa emitância de radiação térmica (ondas longas). Já o tubo externo tem duas funções, reduzir perdas de calor por radiação térmica pelo efeito estufa do vidro e eliminar transferência de calor por convecção. Para tal, ele é confeccionado de vidro borossilicato com baixo teor de ferro, promovendo uma alta transmitância à radiação solar e durabilidade. Além disso, é usual uma aplicação ao vidro de uma cobertura antirreflexiva minimizando as perdas óticas (MOYA, 2012).

No interior do tubo escoa um FTC que absorve a energia solar convertendo-a em energia térmica a ser posteriormente utilizada para algum propósito como, por exemplo, a geração de energia elétrica em um ciclo termodinâmico de potência. O FTC mais usado é um óleo térmico. No entanto, os óleos térmicos aplicáveis têm um limite de temperatura operacional em torno de 400°C, acima da qual ocorre a sua degradação. Esse fato limita a eficiência do ciclo termodinâmico de potência na conversão de energia térmica em energia elétrica, considerando os limites impostos pela 2ª lei da termodinâmica.

Diante disso, algumas iniciativas têm utilizado outros materiais como FTC. Dentre eles, cita-se o sal fundido que suporta temperaturas mais altas, e que já é utilizado nessas instalações como material de armazenamento térmico. Dessa forma, se consegue um ganho de eficiência de conversão energia térmica em energia elétrica, facilitando ainda o armazenamento térmico direto (FTC mesmo do fluido de armazenamento) o que elimina a necessidade de complexos sistemas de trocas de calor entre fluido de armazenamento e o FTC reduzindo, portanto, custos de capital. Por outro lado, uma dificuldade na utilização do sal fundido como FTC é o risco de sua solidificação no sistema, o que poderia danificar o campo solar irremediavelmente. Sendo assim, o sistema inteiro tem que ser mantido a temperaturas acima da fusão do sal (entre 220°C e 240°C) requerendo sistemas de aquecimento por outra fonte de calor (GAGGIOLI *et al.*, 2017). Diante desse cenário, atualmente, apenas uma planta comercial em operação utiliza sal fundido como FTC em campo solar de Calha Parabólica.

Outra possibilidade é o uso da própria água do ciclo Rankine como FTC, numa configuração conhecida como geração direta de vapor. Dessa maneira, não se aplicariam os limites de temperatura de operação, nem máxima como no óleo térmico e nem mínima como no sal fundido. No entanto, essa alternativa apresenta alguns desafios para sua aplicação em especial em Calha Parabólica. A geração de vapor implica escoamento de duas fases (líquido e vapor). A distribuição do fluxo radiante incidente no tubo absorvedor em uma Calha Parabólica não é uniforme, o que prejudica os processos de troca de calor em duas fases. Sendo assim, a geração direta de vapor impõe dificuldades de controle do campo solar (BEHAR *et al.*, 2014; MOYA, 2012). Outro ponto negativo da geração direta de vapor é a dificuldade de incorporar armazenamento térmico de longa duração (MOYA, 2012). Diante dessas adversidades, apenas uma planta comercial de Calha Parabólica com geração direta de vapor existe atualmente em operação.

Assim como para qualquer tecnologia heliotérmica, o desempenho de um campo solar de Calha Parabólica, entendido como a capacidade de transformar a irradiação direta normal em energia térmica do FTC ao final do laço, depende basicamente do balanço entre duas variáveis, a eficiência óptica e as perdas de calor do absorvedor para o ambiente. A eficiência óptica é definida como a razão entre a irradiância direta normal e a irradiância absorvida pelo tubo absorvedor. Essa eficiência é função do ângulo de incidência (*IA*, do inglês *incident angle*) que é o ângulo formado entre a direção da irradiância direta (direção do Sol) e a normal ao coletor. A eficiência máxima do concentrador ocorre para *IA* igual a zero, $\eta_{opt,0^o}$, onde as perdas ocorrem devido à refletividade dos espelhos, transmitância do tubo de vidro e absorbância do tubo absorvedor menores que a unidade (MOYA, 2012). Para as Calhas Parabólicas de alta qualidade disponíveis no mercado, $\eta_{opt,0^o}$ varia entre 0,74 e 0,79. Uma palavra de atenção deve ser colocada: alguns autores não incluem $\eta_{opt,0^o}$ no cálculo da eficiência ótica global (REEKEN *et al.*, 2014). Como o Sol percorre uma trajetória ao longo do dia que varia sazonalmente, o ângulo de incidência raramente será zero, causando uma redução da irradiância efetiva proporcional ao cosseno do *IA*, chamada de eficiência de cosseno $\eta_{opt,cos}$ (REEKEN *et al.*, 2014):

$$\eta_{opt,cos} = \cos(IA) \tag{16}$$

Adicionalmente às perdas de cosseno, perdas inerentes ao coletor parabólico têm que ser consideradas determinadas empiricamente, denominadas Modificadores de Ângulo de Incidência (*IAM*, do inglês *incident angle modifier*). Usualmente, o *IAM* é calculado por um ajuste polinomial entre *IAM* e *IA*. A título de exemplo, o *IAM* para a Calha Parabólica modelo LS-3 da empresa LUZ International é dado por (MOYA, 2012):

$$IAM = \max(0;1-2,23073\cdot IA-1,1\times10^{-4}\cdot IA^2+3,18596\times10^{-6}\cdot IA^3-4,85509\times10^{-8}\cdot IA^4) \tag{17}$$

Assim, a eficiência óptica global pode ser expressa por:

$$\eta_{opt} = \eta_{opt,0^o}\cdot\eta_{opt,cos}\cdot IAM \tag{18}$$

A Figura 17 mostra a eficiência óptica global e suas componentes do concentrador Calha Parabólica modelo LS-3.

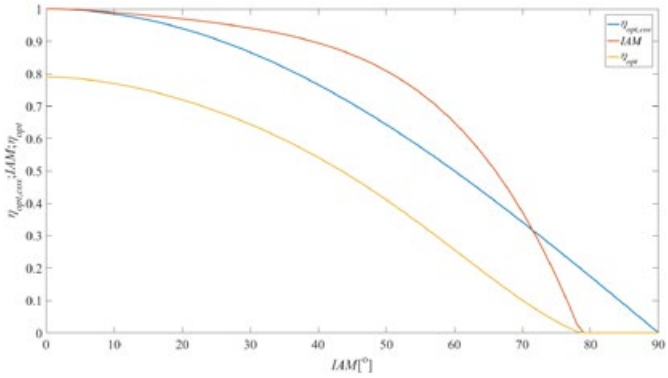


Figura 17. Componentes da eficiência óptica de concentrador solar Calha Parabólica LS-3 (LUZ International)

Como dito anteriormente, nas Calhas Parabólicas de alto rendimento, o absorvedor é tubo evacuado para minimizar perdas de calor para o ambiente. A perda de calor é função da diferença entre a temperatura operacional e a temperatura ambiente. A Figura 18 mostra essa função medida para o tubo evacuado modelo Solel UVAC 3. A título de exemplo, para um laço de 1.000 m da Calha Parabólica modelo LS-3 (5,76m de abertura) com uma irradiância direta normal de 800 W/m^2 com *IA* de 0°, de acordo com a eficiência dada na Figura 17, absorve um total 3,64 GW da irradiação direta normal. Se equipado com o tubo evacuado Solel UVAC3 para uma temperatura operacional média de 350°C em um ambiente a 30°C, a perda de calor seria aproximadamente 200 kW, uma ordem de magnitude menor que a energia absorvida. Outras perdas devem ser consideradas na estimativa de absorção de irradiação por um campo solar num ciclo anual, como, por exemplo, perdas por sombreamento de uma linha na outra, perdas ópticas de final de linha, perdas de calor nas linhas principais frias e quentes, dentre outras.

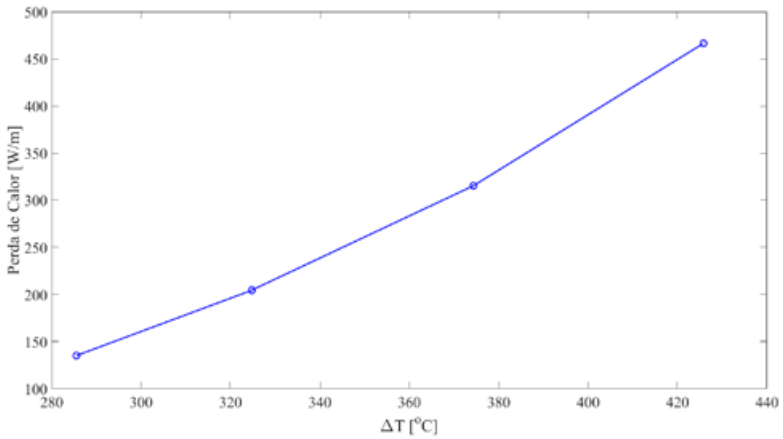


Figura 18. Perda de calor em função da diferença de temperatura operacional e ambiente do tubo evacuado Solel UVAC 3. Fonte dados: Reeken *et al.,* (2014)

3.2 Linear Fresnel

O princípio de funcionamento de um sistema Linear Fresnel é, de certa maneira, semelhante ao da Calha Parabólica em que a energia solar é concentrada em tubo absorvedor, ou seja, ambos são de foco linear. No entanto, ao invés de uma Calha Parabólica, o concentrador Linear Fresnel consiste de segmentos de espelhos (estreitos e planos ou ligeiramente curvos) alinhados ao tubo absorvedor e que são posicionados no plano horizontal junto ao solo, de maneira que sempre reflitam a irradiação solar direta no tubo absorvedor suspenso (MILLS, 2012). A Figura 19 apresenta a instalação heliotérmica Linear Fresnel Puerto Errado na Espanha de 30 MW. Vale notar que, apesar de a posição de cada segmento de espelho ser diferente devido a sua posição em relação ao tubo absorvedor, o movimento deles (variação do ângulo no tempo) é o mesmo, possibilitando um sistema único de rastreamento para todos os espelhos do concentrador (MILLS, 2012). Como o concentrador é composto de vários refletores, o que compromete a sua concentração no tubo absorvedor, é usual para sistema Linear Fresnel a utilização de concentradores secundários com intuito de melhorar a eficiência óptica sistema. Esse

fato permite uma flexibilidade com relação ao tubo absorvedor, que pode ser tanto tubo evacuado, como na Calha Parabólica, quanto um tubo de aço no interior do absorvedor secundário fechado com vidro ou múltiplos tubos sem concentrador secundário (HABERLE *et al.*, 2014).

Figura 19. Sistema Linear Fresnel, Puerto Errado, Espanha. Fonte: *World's Largest Linear Fresnel Solar Power Station Commences Operation | REVE News of the wind sector in Spain and in the world*

Em contraste com Calha Parabólica, a eficiência óptica em uma determinada hora do dia é função não de um único ângulo, mas de dois ângulos de incidência, o ângulo de incidência transversal (IA_t), formado entre a direção do Sol e o plano vertical transversal à direção do sistema Linear Fresnel, e o ângulo de incidência longitudinal (IA_l), formado entre a direção do Sol e o plano vertical paralelo à direção do sistema Linear Fresnel. A Figura 20 mostra essas funções para o módulo Linear Fresnel LF-11 da empresa Industrial Solar disponível no seu catálogo (INDUSTRIAL SOLAR, 2007) determinadas experimentalmente. A eficiência global do sistema pode ser então calculada por:

$$\eta_{opt} = \eta_{opt,0^o} \cdot IAM_t \cdot IAM_l \tag{19}$$

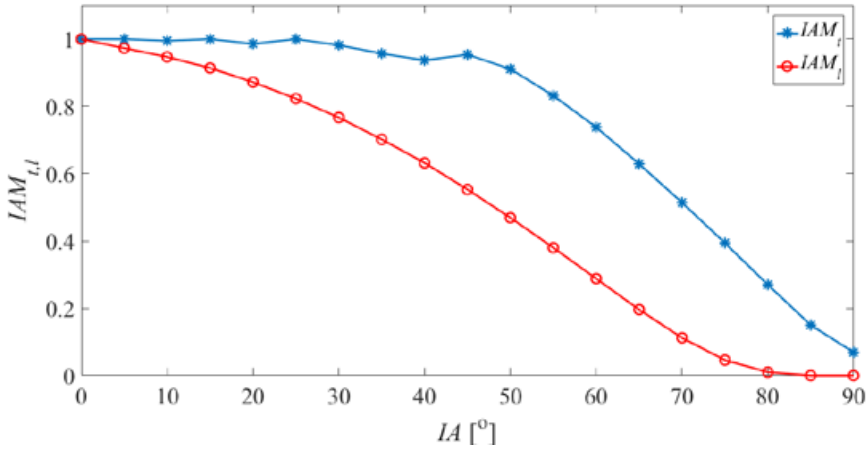


Figura 20. Modificadores de ângulo de incidência transversal (IAM_t) e longitudinal (IAM_l) para o módulo Linear Fresnel LF-11 da Industrial Solar. Fonte dados: INDUSTRIAL SOLAR (2007)

Apesar da menor eficiência óptica, a tecnologia Linear Fresnel tem algumas vantagens em relação à Calha Parabólica. A sua concepção mais simples com espelhos no plano horizontal proporcionando menores esforços estáticos e aerodinâmicos permite estruturas de suporte menos complexas, mais leves e com custos menores (MILLS, 2012). Sendo assim, as fundações de sustentação do sistema são mais simples permitindo até que sistemas de menor porte sejam instalados em telhados de prédios e galpões. Uma outra característica importante dos sistemas Linear Fresnel é que, ao contrário da Calha Parabólica, o tubo absorvedor é fixo. Isso facilita a sua utilização em sistemas com geração direta de vapor com suas vantagens associadas. Ademais, o campo solar Linear Fresnel pode ser até 35% menor do que o de Calha Parabólica para a mesma capacidade, pois ele não tem as mesmas imposições de distância entre linhas, o que compensa em parte a menor eficiência óptica. Diante do exposto, algumas iniciativas comerciais têm dado preferência a essa tecnologia em detrimento de Calha Parabólica (*vide* Tabela 3, Capítulo 5).

3.3 Torre Central

No caso da tecnologia de Torre Central, o campo solar é constituído por heliostatos, estruturas com superfícies espelhadas (planas ou ligeiramente curvas), que possuem um sistema de rastreamento solar de dois eixos, são controlados de tal forma que a irradiação solar direta incidente em cada um deles seja refletida em um receptor instalado no alto de uma torre. Portanto, trata-se de uma tecnologia de foco pontual. Como cada heliostato tem posição relativa ao receptor distinta, é necessário rastreamento individual para cada um deles, elevando custos de capital do campo solar. A Figura 21 mostra um sistema de Torre Central de 20 MW_e instalado na Espanha.

Figura 21. Sistema heliotérmico Gemasolar, Espanha. Fonte: Romero & González-Aguilar, (2014)

Assim como nas tecnologias heliotérmicas descritas anteriormente, um fluido de transferência de calor é escoado pelo receptor onde absorve a irradiação solar concentrada e a converte em energia térmica a ser utilizada posteriormente. Receptores comerciais usados atualmente são classificados como indiretos, onde a absorção da irradiação solar concentrada é em um material diferente do FTC, ou diretos, quando a absorção da radiação é realizada pelo próprio material do FTC, normalmente em partículas inseridas no fluido (BUCK *et al.*, 2014). Estes últimos ainda não atingiram maturidade comercial. Os receptores indiretos mais utilizados em instalações existentes são construídos com tubos de metal que, juntos, formam um painel para onde é direcionado fluxo radiante incidente. Dentre eles existem os externos, em que os painéis são arranjados em um cilindro ou polígono, e os receptores de cavidade em que eles são posicionados em uma cavidade isolada (BUCK *et al.*, 2014). Os receptores de cavidade têm a vantagem de minimizar perdas de calor para o ambiente, mas limita a configuração do campo solar. Já os receptores externos apresentam maiores perdas de calor, mas permitem uma melhor otimização do campo solar. Um terceiro tipo de receptor indireto, ainda em fase de desenvolvimento, é receptor volumétrico. Ele consiste em uma matriz porosa confeccionada de material cerâmico que permite a penetração da irradiação solar concentrada, aumentando a área de troca e, por consequência, uma transferência de calor mais efetiva.

Ao contrário de Calhas Parabólicas e Linear Fresnel, o campo solar de Torre Central não segue um padrão, mas deve ser otimizado de acordo com a geometria dos heliostatos, altura da torre (essa também uma variável da otimização) e o local de instalação, principalmente sua latitude. Existem algoritmos de otimização como o incluído na plataforma de simulação de plantas heliotérmicas *System Advisor Model* (SAM), desenvolvido pelo *National Renewable Energy Laboratory* (NREL, USA) e de distribuição gratuita (NREL, 2014). Sendo assim, não existe uma função geral de eficiência óptica desses sistemas. A Figura 22 mostra um campo solar de heliostatos gerado pelo *SAM* para uma planta de torre central para a cidade de Brasília (latitude: -15,87°)

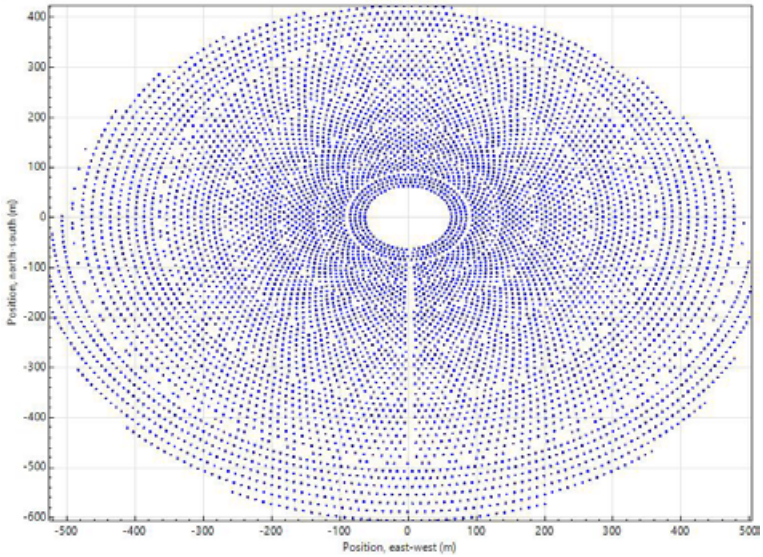


Figura 22. Campo solar de heliostatos (com dimensões de 5 m x 5 m cada) gerada pelo *SAM* para uma planta heliotérmica Torre Central de 20 MW_e, múltiplo solar 2. A torre de 85 m fica localizada na posição (0,0). Um total de 7.076 heliostatos compõe o campo solar

Por serem de foco pontual, Torres Centrais permitem taxas de concentração da ordem de milhares, uma ordem de magnitude superior quando comparadas com Calha Parabólica e Linear Fresnel. Com taxas de concentração dessa magnitude, é possível obter temperaturas de trabalho mais altas com ganhos de eficiência importantes, desde que os fluidos de transferência de calor assim o permitam. Este fato pode ser comprovado considerando os limites impostos pela 2ª lei da termodinâmica (*vide* Figura 12 do Capítulo 5). Portanto, teoricamente, há um aumento de eficiência com a temperatura até o limite em que a perda de calor para o ambiente se sobreponha a essa tendência. Para realização de tal ganho, é vantajoso trabalhar com FTC distintos dos óleos mais usados em Calhas Parabólicas devido ao seu limite de degradação térmica. As novas instalações têm frequentemente usado sal fundido, já que este permite altas temperaturas (até 600°C) e pode ser usado para armazenamento térmico direto. Outra possibilidade é usar a própria água do ciclo de potência Rankine como fluido de transferência de calor (geração direta de vapor), desde que o armazenamento térmico não seja um elemento relevante. É importante ressaltar que o receptor tem que ser adequado ao FTC utilizado.

3.4 Armazenamento Térmico

Dado a carácter intermitente das fontes renováveis de energia, a possibilidade de armazenamento de energia eficiente configura uma vantagem competitiva importante. No caso de tecnologias heliotérmicas, o armazenamento térmico é um ponto crucial (SCHLIPF; STEINGLEIN; SCHNEIDER, 2014), uma vez que a sua captação já é na forma de energia térmica. O armazenamento térmico no contexto de tecnologia heliotérmica para geração de eletricidade serve para dois propósitos principais, compensar intermitência da irradiância solar direta pela passagem de nuvens, e permitir gestão do despacho de energia para horários de maior demanda que podem estar defasados com os períodos de maior irradiância (STEINMANN, 2012). Este último se torna ainda mais relevante em termos econômicos para empreendimentos em mercados que remuneram melhor em horários de pico. Vale ressaltar que, em instalações com armazenamento térmico, é necessário que o campo solar seja superdimensionado em relação ao bloco de potência (múltiplo solar maior do que 1), para que, em momentos de maior irradiância, o excesso de energia seja direcionado ao sistema de armazenamento.

Os sistemas de armazenamento térmico podem ser na forma de energia sensível, armazenamento pelo aumento de temperatura de algum material, ou latente, armazenamento com a mudança de fase do material. Eles também podem ser classificados como diretos, em que o fluido de armazenamento é o mesmo do que o FTC, ou indireto, em que o material de armazenamento (neste caso, não precisa ser necessariamente um fluido) é distinto do FTC.

A capacidade de armazenamento é normalmente medida em horas, ou seja, número de horas em que o sistema de armazenamento é capaz de manter o bloco de potência funcionando à plena carga. As plantas comerciais em operação que contam com armazenamento térmico para geração de eletricidade além do período de insolação têm capacidades que variam entre quatro e 15 horas. As plantas heliotérmicas com armazenamento que utilizam óleo térmico como FTC mais modernas usam sal fundido como fluido de armazenamento (indireto), com sistemas de dois tanques, um frio e um quente. A Figura 23 mostra um sistema de armazenamento térmico com essas características. O uso do sal fundido nestes sistemas, apesar de exigir trocadores de calor extras, é vantajoso, pois a densidade específica de energia do sal é maior do que a do óleo e, dependendo do tamanho do sistema de armazenamento, resulta em um custo por energia armazenada menor (STEINMANN, 2012). Algumas instalações comerciais, especialmente de Torre Central, utilizam o sal fundido como FTC, pois trabalham a temperaturas superiores às suportadas pelo óleo térmico. Nestes casos, o armazenamento térmico é direto ainda com dois tanques. No caso de sistemas com geração direta de vapor, é comum se utilizar acumulador de vapor tipo Ruth (direto em duas fases). No entanto, esse sistema de armazenamento não é apropriado para armazenamento além de uma hora, limitando-se, portanto, a amortizar intermitências.

Figura 23. Sistema de armazenamento térmico (indireto) de sal fundido com dois tanques com capacidade de cinco horas em uma planta de Calha Parabólica de 100 MW. Fonte: SolarPaces (2020)

Outros sistemas de armazenamento têm sido desenvolvidos, como, por exemplo, com o uso de rochas, cerâmica, blocos de concreto, materiais em mudança de fase, tanque único (termoclina) dentre outros. No entanto, estes sistemas ainda não atingiram maturidade comercial.

4. APLICABILIDADE A ATERROS SANITÁRIOS

Como mencionado anteriormente, não existe nenhuma planta heliotérmica comercial no contexto de recuperação de energia de resíduos urbanos. No entanto, a sua viabilidade técnica já foi estabelecida com alguns estudos na literatura a respeito da aplicação de tecnologia heliotérmica hibridizada com outras fontes de energia disponíveis em aterros sanitários. Um exemplo disso, é o estudo de Peterseim, Herr, *et al*., (2014) que, diante do sucesso comercial da primeira planta híbrida heliotérmica-biomassa Termosolar Borges na Espanha, realizaram um estudo de hibridização de uma planta heliotérmica com diversos combustíveis de biomassa disponíveis na Austrália. A planta heliotérmica considerada por eles é de geração direta de vapor com tecnologias Linear Fresnel e Torre Central arranjada em paralelo com uma caldeira para queima de combustíveis derivados de biomassa para alimentar turbina a vapor de capacidades entre 5 MW e 60 MW. Diversos tipos de biomassa foram testados como fonte de combustível, dentre eles resíduos urbanos, em simulações de instalações para diferentes localidades da Austrália. Eles concluíram que em regiões com recurso solar apropriado (>18MJ/m^2/dia) a hibridização proposta é uma ideia promissora para aumentar a geração de energia sem os correspondentes aumentos de emissão de GEE quando comparados com geração termelétrica. Nos estudos, eles não consideraram armazenamento térmico, pois a geração direta de vapor não comporta essa tecnologia, mas indicam que a sua utilização poderia aumentar o potencial de geração de energia.

Configuração semelhante, mas para unidade em que a incineração de resíduos sólidos foi usada como fonte de calor suplementar ao campo solar, foi objeto de estudo para uma série de trabalhos de Sadi & Arabkoohsar (ARABKOOHSAR, A; SADI, 2020; SADI; ARABKOOHSAR, 2019a, b). Nestes estudos, uma unidade geradora de 10 MW_e nominal, conforme o esquema apresentado na Figura 24, foi simulada para um local na Dinamarca. A tecnologia heliotérmica escolhida por eles foi Calha Parabólica com óleo térmico como FTC. Apesar de a simulação desconsiderar efeitos dinâmicos do sistema, seus resultados apontam para aceitáveis 24% de eficiência na conversão térmico-elétrica e aproximadamente 8.000 tCO_2 de emissões evitadas quando comparadas com uma planta de gás natural com a mesma potência.

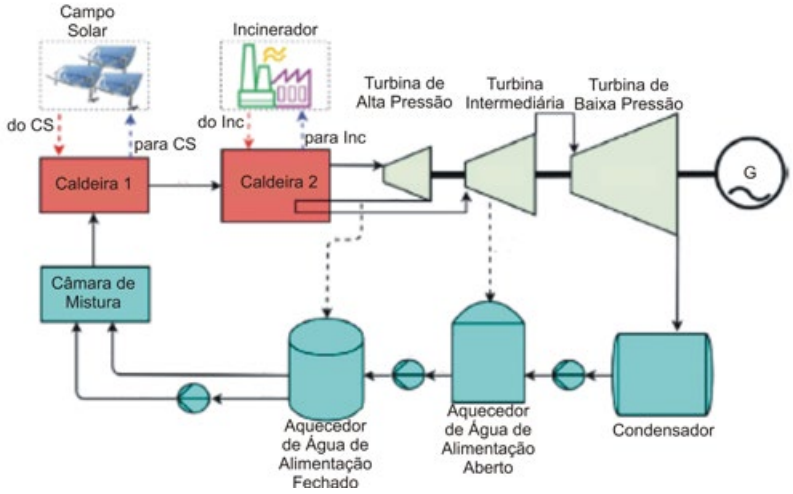


Figura 24. Sistema híbrido Calha Parabólica-Resíduo Sólido incinerado estudado por M. Sadi & Arabkoohsar (2019)

Hibridização heliotérmica com incineração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) também foi alvo de investigação de Mendecka *et al.* (2018), só que com foco nos benefícios ecológicos da hibridização. O sistema heliotérmico estudado é composto por Torre Central utilizando sal fundido como FTC com armazenamento térmico direto. O calor do campo solar é direcionado para superaquecimento do vapor de um ciclo Rankine. A geração de vapor saturado é obtida com a queima do RSM. O sistema heliotérmico possui um queimador auxiliar a gás natural para suplementar energia em períodos de baixo *DNI*. Eles simularam diversas combinações de múltiplos solares, dimensões de armazenamento térmico e parâmetros do ciclo termodinâmico para uma instalação no norte da Itália. Eles concluíram que, numa análise puramente de custos exergéticos, a hibridização não traria benefícios marcantes, mas estendendo para uma análise termoecológica de custos, que seria uma análise mais apropriada neste caso, a hibridização por eles simulada apresenta lucratividade ecológica relevante.

Outra investigação no contexto de recuperação energética de RSM que vale mencionar são os trabalhos de Fuente e Mariano (FUENTE; MARTÍN, 2019, 2020). Eles realizaram um estudo de otimização de um sistema heliotérmico semelhante ao de Mendecka, Lombardi & Gladysz (2019), Torre Central usando sal fundido como FTC e armazenamento térmico direto, só que num arranjo de ciclo combinado para suprir uma demanda de 25 MW. No caso, a turbina a gás é alimentada por gás de síntese da gaseificação de resíduos. O sistema heliotérmico é usado no estudo para geração do vapor (preaquecimento, evaporação e superaquecimento) e reaquecimento de vapor entre turbinas de alta e baixa pressão, em paralelo com os gases de escape da turbina a gás. A configuração do sistema foi otimizada para maior energia gerada e menor custo. O uso exclusivo do gás de síntese na turbina a gás não se mostra atrativo, pois sua contribuição é mínima neste arranjo quando comparada à turbina a vapor.

Como demonstrado, estudos mostram que não existem restrições técnicas à aplicação de qualquer tecnologia heliotérmica em sistemas híbridos com outras fontes para recuperação energética de resíduos. Foram citados artigos com Calha Parabólica, Torre Central e Linear Fresnel, trabalhando com óleo térmico, sal fundido e geração direta de vapor, com e sem armazenamento. No entanto, vale ressaltar que todos os estudos anteriores se aplicam num contexto de novas instalações onde a área para o campo solar não se configura como uma restrição. Essa é uma situação distinta da aplicação em aterros sanitários em que se pretende a remediação ambiental de aterros em operação ou em final de vida. Neste caso, o aterro já está implantado e a área disponível, que deve ser limitada à área do aterro ou em suas imediações, pode não ser a ideal para qualquer tipo de instalação. Neste cenário, é importante tecer algumas considerações sobre as exigências das tecnologias em relação ao terreno. No sistema Torre Central, a mais eficiente das tecnologias comerciais, o campo solar deve ser otimizado e sua configuração imposta por essa otimização pode não ser possível dentro da área disponível no aterro. Assim, os ganhos de eficiência térmica da Torre Central podem ser ofuscados por menores eficiências ópticas. Por outro lado, o sistema Calha Parabólica tem exigências importantes de fundação para suportar as complexas estruturas de sustentação das calhas. Neste aspecto, o sistema Linear Fresnel tem uma vantagem, pois, por serem mais leves (INDUSTRIAL SOLAR, 2007, 2020), tem requerimentos menos restritivos quanto ao terreno. Outro fator que conspira a favor de Linear Fresnel é que, apesar de sua eficiência óptica ser mais sensível à posição do Sol fora da ideal, um sistema Linear Fresnel com a mesma capacidade nominal de uma Calha Parabólica, requer uma área 35% menor (MORIN *et al.*, 2012), o que pode ser um ponto crucial

para a aplicação em questão. Ademais, dentre os sistemas heliotérmicos, o Linear Fresnel é o que tem menor custo de capital, o que pode ser mais atrativo para investidores devido à aversão a risco. Sendo assim, de maneira geral, apesar de não haver restrições intransponíveis ao uso de outras tecnologias heliotérmicas, a Linear Fresnel parece ser uma opção mais compatível com as imposições de um empreendimento de recuperação energética com intuito de remediação ambiental de aterros em fim de operação.

Com relação aos possíveis usos do calor gerado em um campo solar heliotérmico, eles podem ser utilizados tanto na geração de energia quanto em processos industriais que requerem calor acima de 100°C. Um exemplo de processo no contexto de remediação ambiental de aterros sanitários compatível com essas características seria o tratamento térmico de chorume. Como o foco aqui é aproveitamento energético, neste capítulo a geração de energia elétrica a partir de um sistema híbrido será abordada. No entanto, o rejeito de calor do ciclo termodinâmico será considerado como uma opção para uso de calor de processo. É importante ressaltar que inúmeros outros arranjos híbridos, além do descrito aqui, são possíveis. Sendo assim, a instalação considerada não tem a pretensão de excluir outras possibilidades, mas apresentar um exemplo do uso da tecnologia heliotérmica no contexto de remediação ambiental de aterros, já que o arranjo ideal depende de diversas condições locais. No entanto, um aspecto comum a qualquer arranjo a ser considerado é a questão da área do campo solar que pode ser limitante, já que o aterro já está instalado. Portanto, toda a análise será realizada em função da área do campo solar em relação à área do aterro. No item seguinte, um estudo de caso de uma planta híbrida heliotérmica com outras fontes energéticas passíveis de recuperação no Aterro Controlado do Jockey Clube será exposto. Aqui serão apresentados a descrição das configurações, os resultados e conclusões. Os detalhes dos modelos usados neste estudo podem ser encontrados na publicação científica correspondente (SIQUEIRA; FILHO, 2021).

5. ESTUDO DE CASO: PLANTA HÍBRIDA HELIOTÉRMICA-GÁS DE ATERRO INSTALADA NO ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUBE DE BRASÍLIA

Será apresentado aqui um estudo de caso de uma planta híbrida gás de aterro (GdA)-heliotérmica com combustível suplementar por gás de síntese de gaseificação de RSM ou por incineração direta de combustível derivado de resíduo (CDR). O arranjo escolhido foi ciclo combinado usando gás de aterro na turbina a gás e um campo solar Linear Fresnel com combustível suplementar (gás de síntese ou CDR) para aumentar a participação do ciclo vapor na geração de energia. A escolha de ciclo combinado é justificada pela dimensão do aterro que suporta sistemas maiores do que 4 MW_e. Nestes casos, instalações atuais nos EUA e Europa têm dado preferência a turbinas a gás em detrimento dos motores alternativos de combustão interna comumente usados em instalações de menor porte (EPA, 2017; WILLUMSEN, 2001).

5.1 Materiais e Métodos

Neste item os conceitos, modelos e metodologia serão apresentados. Informações importantes, mas não cruciais para a compreensão dos resultados, discussão e conclusões, podem ser encontradas em Siqueira & Filho (2021).

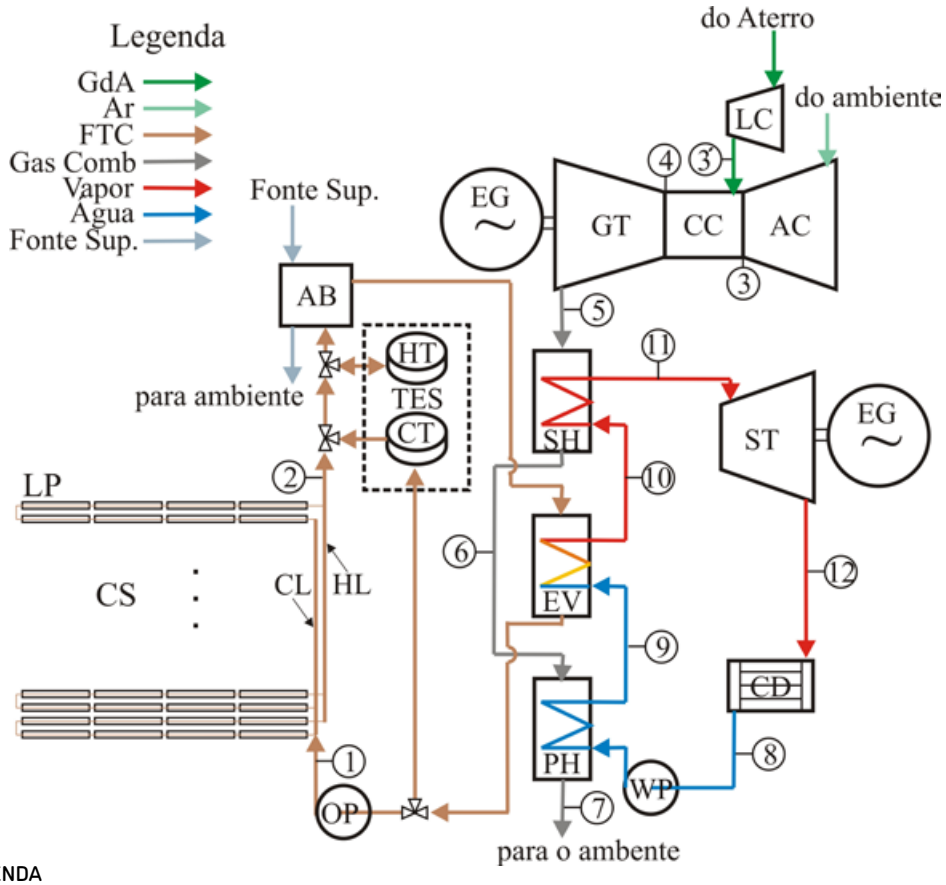
5.1.1 Conceito da hibridização GdA-heliotérmica usado

O aproveitamento da irradiação solar incidente no aterro é conveniente porque a área não é adequada para especulação imobiliária ou outro uso intensivo. Vários projetos de usinas solares fotovoltaicas em aterros sanitários foram implementados com sucesso (EPA, 2019). No entanto, heliotérmica possui forte sinergia com outros sistemas movidos a combustível, como é o caso de recuperação de energia de GdA, compartilhando os principais equipamentos (PETERSEIM *et al.*, 2013). Além disso, o uso de heliotérmica pode ser mutuamente benéfico. Por um lado, a energia solar permite o aumento da geração de energia e, por outro lado, o combustível aumenta a eficiência de conversão solar-elétrica por evitar operação a cargas parciais do sistema de potência e compensa a intermitência da fonte solar.

Como energia suplementar para compensar a irradiação solar abaixo da ideal e período noturno, duas fontes suplementares prontamente disponíveis em aterros sanitários foram consideradas. Uma opção testada foi o uso de gás de síntese (*syngas*) da gaseificação de resíduos sólidos em uma câmara de combustão (semelhante à descrita em Habibollahzade *et al*. (2018). Esta escolha parece adequada, dado que o excesso de gás de síntese não utilizado pelo sistema de potência poderia ser convertido em produtos químicos e combustíveis de alto valor (Arena, 2012; Hetland *et al*., 2011), fazendo o melhor uso do sistema de gaseificação. Uma segunda opção explorada foi incineração do resíduo (IR) na forma CDR, que já é uma prática comum em vários sistemas de transformação de resíduos em energia. Dado que o presente estudo trata principalmente da hibridização de heliotérmica com sistema de recuperação de energia de GdA, apenas as quantidades da fonte suplementar necessárias para cada configuração e modo de operação considerado estão dentro do escopo deste estudo. Assim, as especificidades da gaseificação do resíduo e IR não serão abordadas.

A Figura 25 apresenta esquematicamente a usina híbrida proposta. O sistema é um ciclo combinado, composto de um ciclo Brayton seguido de um ciclo de vapor Rankine. Para aproveitar ao máximo o calor e as temperaturas alcançados pelos diferentes fluidos, os gases de escape (gases de combustão) da turbina a gás (GT) são usados para superaquecer o vapor e preaquecer a água de alimentação. A energia solar é responsável pela mudança de fase da água de líquido para vapor saturado à alta pressão por meio de um fluido de transferência de calor (FTC), que escoou pelo campo solar (CS). Esta configuração é considerada ótima para um sistema integrado solar ciclo combinado (*ISCCS*, do inglês *Integrated Solar Combined Cycle System*) usando FTC (Rovira *et al*., 2013). Energia suplementar, necessária quando a irradiância normal direta (*DNI*, do inglês *Direct Normal Irradiância*) não é suficiente para aquecer o FTC requerida para promover a evaporação completa de vapor, é fornecida pela combustão de gás de síntese ou IR no queimador auxiliar (AB). Além disso, também foi considerada a possibilidade do sistema de armazenamento de energia térmica (*TES*, do inglês *Thermal Energy Storage*), caso a área disponível do aterro su-

porte um múltiplo solar maior que 1,0. O *TES* não se destina a longos períodos, uma vez que existe uma fonte de energia suplementar. No caso, ele é planejado para compensar a intermitência solar e tirar proveito da irradiância solar superior ao nominal para o bloco de potência. Como tal, o *TES* aqui, se aplicável, foi concebido para ser direto (material de armazenamento é o mesmo do FTC) para evitar custos extras de sistema de hidráulicos e de armazenamento dedicado ao *TES*.



LEGENDA

- **AB -** Queimador auxiliar
- **AC -** Compressor de ar
- **CCh -** Câmara de combustão
- **CD -** Condensador
- **CL -** Linha fria de FTC
- **CT -** Tanque frio de FTC (sistema de armazenamento)
- **EG -** Gerador elétrico
- **EV -** Evaporador
- **GT -** Turbina a gás
- **HL -** Linha quente de FTC
- **HT -** Tanque quente de FTC (sistema de armazenamento)
- **LC -** Compressor de GdA
- **LP -** Laço de Linear Fresnel
- **OP -** Bomba de óleo
- **PH -** Preaquecedor
- **CS -** Campo solar
- **SH -** Super-aquecedor
- **ST -** Turbina a vapor
- **TES -** Sistema de armazenamento de energia térmica
- **WP -** Bomba de água

Os números referem-se às leituras de temperatura na Tabela 5

Figura 25. Diagrama esquemático da planta híbrida proposta

Vários cenários com diferentes configurações e modos operacionais foram testados. O sistema mostrado na Figura 25 representa o mais completo. Outros cenários foram um subconjunto deste ou uma variação de seu modo operacional. Uma exceção é um cenário em que o sistema está configurado para funcionar em modo cogeração. Nessa circunstância, o ciclo Rankine seria composto por duas turbinas, uma funcionando como turbina condensadora e a outra de contrapressão.

A tecnologia heliotérmica escolhida para esta investigação foi o Linear Fresnel (LFR). Apesar de uma eficiência óptica mais baixa do que outras tecnologias heliotérmicas comerciais atuais, como Calha Parabólica ou Torre Central, LFR tem algumas características que são relevantes para a aplicação em questão. LFR, devido à sua simplicidade, tem o menor investimento de capital para um sistema solar do mesmo tamanho (MORIN *et al.*, 2012), o que pode torná-lo mais atraente para os investidores, dado o tamanho relativamente pequeno das usinas de GdA. Além disso, o LFR compensa as eficiências de conversão solar em térmica mais baixas, permitindo uma distribuição mais densa de módulos solares (MORIN *et al.*, 2012). Além disso, o LFR envolve menos obras de fundação quando comparado à Calha Parabólica (Industrial Solar, 2007) e Torre Central, esta última exigindo a construção de uma torre alta com layout de heliostatos (VANT-HULL, 2012) que pode não ser viável em uma área de aterro sanitário.

O campo solar (CS na Figura 25) é composto por uma série de laços (LP na Figura 25), dispostos em paralelo, constituídos por módulos LFR. Cada laço coleta FTC da linha fria (CL na Figura 25) e fornece o FTC aquecido à linha quente (HL na Figura 25). Dado que, para a maioria dos aterros sanitários, a área adequada para o campo solar pode ser um fator limitante. Aqui a área do campo solar foi avaliada como uma porcentagem da área do aterro ao invés do múltiplo solar (MS), que é mais comum em estudos heliotérmicos.

Existem vários fabricantes de sistemas LFR comerciais, como Hi-Min (HI-MIN SOLAR, 2020), Soltigua Solar (SOLTIGUA SOLAR, 2020) e Industrial Solar (INDUSTRIAL SOLAR, 2020). Para o presente estudo, foi selecionado o módulo Linear Fresnel Industrial Solar LF-11 (INDUSTRIAL SOLAR, 2007). Esta escolha pareceu apropriada porque o LF-11 usa como um absorvedor o tubo evacuado Schott PTR 70 (Schott Solar, 2013), que é um tubo evacuado de alta qualidade e que tem sido amplamente utilizado em usinas de Calhas Parabólicas, a mais madura das tecnologias heliotérmicas (BENIDIR *et al.*, 2018; BURKHOLDER; KUTSCHER, 2009). Além disso, as especificações do LF-11 publicadas pelo fabricante fornecem todas as informações necessárias para construir um modelo térmico para simulações de sistema (INDUSTRIAL SOLAR, 2007). A Figura 26 mostra o módulo LF-11, e a Tabela 2 apresenta as propriedades geométricas e físicas tanto do módulo LF-11 como do tubo absorvedor Schott PTR 70. A eficiência óptica do modulo em função dos ângulos de incidência transversal e longitudinal foi apresentada na Figura 20.

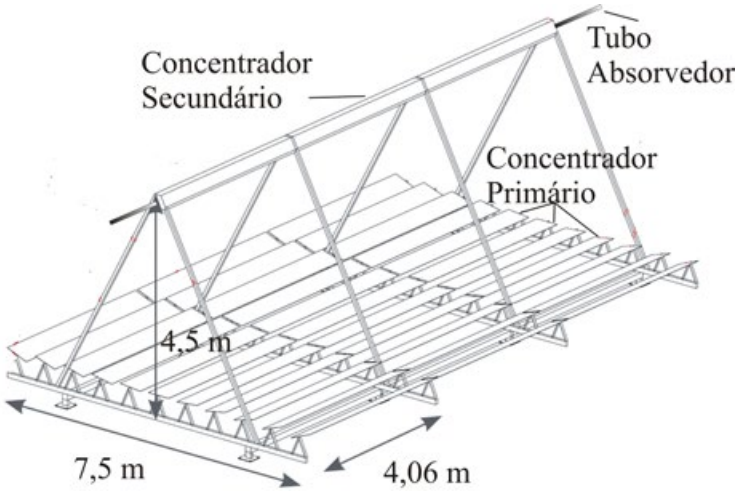


Figura 26. Módulo Linear Fresnel LF-11, adaptado de Industrial Solar (2007)

Tabela 2. Especificações do módulo LF-11

Concentrador Linear Fresnel (INDUSTRIAL SOLAR, 2007)	
Largura	7.5 m
Comprimento	4.06 m
Área de abertura refletor primário	23 m^2
Altura do tubo absorvedor acima do refletor primário	4.0 m
Altura do refletor primário acima do solo	0.5 m
Distância mínima entre módulos paralelos	0.2 m
Peso específico (em relação à área de instalação)	26.2 kg/m^2
Eficiência óptica máxima	0.663
Tubo Evacuado (SCHOTT SOLAR, 2013)	
Comprimento	4.06 m
Diâmetro interno do absorvedor	0.07 m
Absorbância à radiação solar do absorvedor	0.955
Emitância do absorvedor	0.095
Diâmetro externo do tubo de vidro	0.125 m
Transmitância de vidro à radiação de vidro	0.97

5.1.2 Modelo térmico Linear Fresnel

Para estimar a energia solar captada pelo FTC no campo solar, foi desenvolvido um modelo térmico dinâmico do campo solar Linear Fresnel. O modelo resolve numericamente as equações de balanço de energia para os diferentes componentes do módulo LFR, montados em configuração de laço. As componentes LFR contempladas no modelo são o FTC (*htf*), o tubo absorvedor (*ab*), o envoltório de vidro (*ge*) e o refletor secundário (*sr*). Observe que não há equação de balanço de energia para os refletores primários (*pr*). Foi assumido que sua temperatura é igual à do ar ambiente, visto que reflete a maior parte da radiação solar incidente.

O modelo foi desenvolvido para trabalhar com óleo térmico como FTC. É importante mencionar que a geração direta de vapor (GDV), que utiliza a mesma água/vapor do ciclo termodinâmico como FTC, também é uma opção para a aplicação em questão. Na verdade, GDV apresenta algumas vantagens sobre o óleo térmico para sistemas heliotérmicos puros, principalmente pelo fato de poder trabalhar em temperaturas mais elevadas por estar livre do limite de degradação do óleo térmico, permitindo melhorias na eficiência do bloco de potência (HIRSCH; KHENISSI, 2014; MARUGÁN-CRUZ *et al.*, 2019; PRIETO *et al.*, 2018). No entanto, essa vantagem se dissipa para aplicações híbridas semelhantes à aqui estudada, visto que a operação em temperatura mais alta já é possível com o uso do gás de combustão da turbina a gás no ciclo combinado e a temperatura mais alta no campo solar implica maiores perdas térmicas. Na verdade, ROVIRA *et al.*, 2013, mostraram que o sistema de GDV, quando usado para evaporar água de alta pressão, é ligeiramente melhor do que o FTC para o mesmo propósito em *ISCCS*, mas por uma margem muito pequena. Além disso, o GDV ainda enfrenta desafios de controle importantes devido ao fluxo de duas fases (Behar *et al.*, 2014) e *TES* limitado a poucos

minutos, recursos importantes para o problema explorado aqui. Assim, a escolha do óleo térmico como FTC baseou-se exclusivamente no fato de ser uma tecnologia mais madura atualmente utilizada em diversos sistemas híbridos comerciais, como, entre outros, Borges Termosolar, ISCC Ain Beni Mathar e ISCC Ain Beni Mathar (NREL, 2020), e não para descartar o GDV como uma possibilidade viável.

As equações que compõem o modelo térmico do campo solar Linear Fresnel, assim como as de todos os outros modelos necessários para a simulação completa da planta híbrida, não serão apresentadas aqui. A descrição completa dos modelos, com suas equações e aproximações, podem ser encontradas em Siqueira & Filho, (2021) . Para realizar os cálculos do modelo, o tamanho do laço, a temperatura FTC na entrada do laço e a temperatura desejada na saída do laço devem ser fornecidos. Para tanto, foram realizadas simulações preliminares utilizando a plataforma *System Advisory Model* (SAM) (BLAIR *et al.*, 2018). *SAM* é um modelo de desempenho e financeiro projetado para subsidiar a tomada de decisão das pessoas envolvidas na indústria de energia renovável. A versão atual do *SAM* permite simulações para outros conceitos de energia renovável, mas ele foi originalmente concebido para heliotérmica e possui em seu banco de dados parâmetros comumente utilizados para essas aplicações. No entanto, *SAM* não é apropriado para cálculos dinâmicos de sistemas híbridos necessários para o propósito deste estudo.

Definida a configuração do laço, o modelo foi executado para um ano meteorológico típico (*TMY*), o mesmo utilizado no *SAM*. O *TMY* consiste em dados horários para irradiância normal direta (*DNI*), Irradiância global horizontal (*GHI*, do inglês *Global Horizontal Irradiance*), temperatura e umidade relativa do ar ambiente e velocidade do vento. Uma vez que os passos de tempo do modelo podem ser menores que uma hora, uma interpolação linear entre os valores horários de *TMY* foi usada para conduzir o modelo. Isso foi considerado apropriado, dado que a inércia térmica do sistema filtraria a oscilação de alta frequência das variáveis de radiação solar no sistema físico.

5.1.3 Estratégia de controle do campo solar

O campo solar deve ser controlado de forma que a temperatura do FTC não alcance uma temperatura que comprometeria a integridade do óleo e para manter a radiação absorvida em níveis que o sistema de potência possa suportar. Aqui, o óleo térmico *Therminol VP1*, comumente empregado em sistemas heliotérmicos, foi utilizado como FTC. O limite de degradação do *Therminol VP1* é de 400°C. Propriedades físicas adicionais do *Therminol VP1* podem ser encontradas no catálogo do fabricante (EASTMAN, 2019).

O controle de temperatura do FTC foi obtido tornando o fluxo de massa do FTC variável dentro de um circuito para manter a temperatura do FTC na saída do circuito próximo a uma determinada temperatura, ligeiramente inferior ao limite de degradação. Esta é uma prática comum em sistemas heliotérmicos baseados em óleo térmico. Durante o dia, o fluxo de massa do FTC é mantido entre valores mínimo e máximo. O fluxo de massa mínimo é necessário para evitar que a temperatura do FTC atinja localmente valores mais altos do que o limite de temperatura do FTC, o que poderia ocorrer como consequência de mistura turbulenta deficiente no tubo absorvedor. Além disso, o fluxo máximo é limitado pelo sistema hidráulico LFR.

Além disso, uma estratégia de desfocagem LFR foi implementada para situações em que a temperatura do FTC continue aumentando, mesmo com fluxo de massa máxima permitida, ou o sistema de armazenamento de energia não consiga lidar com a radiação solar excessiva. A desfocagem é realizada sequencialmente, módulo a módulo, do final ao início do laço.

É importante mencionar que, durante a noite, o fluxo de massa de FTC do campo solar é definido como zero. O sistema FTC começará a bombear no início de cada dia quando a temperatura FTC dentro do circuito atingir a temperatura configurada para a entrada do campo solar.

5.1.4 Sistema de armazenamento de energia térmica (*TES*)

Conforme mencionado anteriormente, para aproveitar ao máximo o campo solar, se a área do aterro disponível para heliotérmica suportar um múltiplo solar maior do que unidade, é proposto um sistema de armazenamento de energia térmica (*TES*, Figura 25). Dado o tamanho relativamente pequeno da instalação e o fato de que o objetivo do *TES* aqui é principalmente amortecer a flutuação *DNI* e não de armazenar energia para estender a operação por longas horas, o sistema *TES* considerado é o armazenamento direto. Dessa forma, evitam-se os custos extras do sistema hidráulico adicional e trocadores de calor. Para incluir o *TES* no modelo térmico LFR, as equações de balanço de massa e energia para o tanque quente (HT, Figura 25) são incluídas para considerar seus ciclos de carga e descarga.

5.1.5 Queimador auxiliar (AB)

Um queimador auxiliar (AB, Figura 25) é adicionado ao sistema para compensar *DNI* abaixo do ideal alimentado por gás de síntese produzido a partir de um sistema de gaseificação de RSM ou incineração de CDR. O queimador considerado para esta aplicação é semelhante ao Sigma Thermal HC2 (SIGMA THERMAL, 2019). Observe que, embora o fluxo de FTC no campo solar seja variável, no sistema de potência ele é constante. Qualquer incompatibilidade entre eles é compensada pela carga ou descarga de HT, ou alimentação extra do tanque frio (CT, Figura 25).

Para estimar a massa de combustível suplementar consumido, gás de síntese ou CDR (no caso de IR), AB é modelado como um trocador de calor por meio do método Diferença Logarítmica Média de Temperatura. Foi considerado que o coeficiente global de transferência de calor do trocador de calor (vezes a área, UA [W/K]) permanece inalterado em carga parcial. A Tabela 3 mostra as propriedades dos combustíveis suplementares testados.

Tabela 3. Propriedades do combustível suplementar usadas nesta investigação

Propriedades	PCI [J/kg]	T_{chama} [K]	*stc*
Syngas(*)	17.54e6	2,385	4.58
CDR(†)	10.00e6	1,500	4.84

PCI – Poder Calorífico Inferior
stc – razão estequiométrica
(*) Hagos, Aziz & Sulaiman (2014) as propriedades do *syngas* são referidas ao Syn1, escolhido por ser intermediário entre as testadas em seu estudo
(†) Kokalj & Samec (2013)

5.1.6 Modelo LandGEN

O modelo LandGEN foi desenvolvido pela US Environmental Protection Agency (USEPA) para servir como uma ferramenta para estimar as taxas de geração de gás, incluindo metano e dióxido de carbono, entre outros, a partir de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos (EPA, 2005). Tem sido amplamente utilizado em iniciativas aplicadas e de pesquisa, como os estudos de Nikkhah, Khojastehpour & Abbaspour-Fard (2018), Fallahizadeh *et al.* (2019) & Sun *et al.* (2019) apenas para citar alguns. Detalhes da ferramenta LandGEN podem ser encontrados em sua fonte. Neste trabalho, a proporção em volume de CH_4 no GdA foi considerada 0,5.

No contexto deste estudo, LandGEN aqui foi usado para estimar a taxa máxima de extração de GdA possível para o ciclo de vida de um sistema de potência (30 anos). Para tanto, é necessário estimar o estoque de GdA em função do tempo. Isso é feito resolvendo uma equação diferencial da massa de GdA estocada, incluindo a geração de GdA e uma perda pela superfície função do próprio estoque (porcentagem do estoque). Após a instalação do sistema de recuperação de energia, a equação diferencial é resolvida para calcular o consumo de GdA por uma turbina a gás, de forma que o estoque de GdA seja zero no final de vida da instalação, 30 anos. A partir da instalação do sistema de potência, a perda pela superfície é reduzida, mas não eliminada devido a ineficiências do sistema de coleta de GdA (EPA, 2017).

5.1.7 Modelo termodinâmico do ciclo combinado

Para estimar a potência gerada pelos ciclos de potência (Brayton e Rankine), é utilizada a abordagem de eficiência isentrópica tanto para turbinas, a gás (GT na Figura 25) e a vapor (ST na Figura 25), quanto para os compressores (AC e LC na Figura 25) e bomba (WP na Figura 25). Somente uma breve descrição do modelo será dada aqui. As eficiências isentrópicas para dispositivos comumente usados em ciclos de potência são frequentemente fornecidas pelo fabricante. Caso contrário, valores padrões podem ser encontrados na literatura.

Para calcular as potências de saída das turbinas, os níveis de pressão dos ciclos devem ser especificados. Para o ciclo Brayton, um parâmetro importante é a razão de pressão (β), que é a razão entre as pressões de saída e de entrada dos compressores (AC e LC). Já para o ciclo Rankine, devem ser informadas as pressões do condensador (CD, na Figura 25) e do superaquecedor (SH, na Figura 25). Os limites desses parâmetros são impostos pelo modelo da turbina e devem ser fornecidos pelo fabricante nos catálogos dos produtos. Aqui, são consideradas as turbinas Siemens SGT-300 (turbina a gás) e SST-200 (turbina a vapor) (SIEMENS, 2019, 2017). Além disso, as perdas de pressão nas tubulações foram estimadas proporcionalmente à pressão a montante. Particularmente importante é a perda de pressão no gerador de vapor com recuperação de calor (*HRSG*, do inglês *Heat Recovery Steam Generation*: PH+EV+SH Figura 25) no lado do gás por duas razões. Em primeiro lugar, ela afeta consideravelmente a potência do ciclo Brayton. E, além disso, ela é diferente para as diferentes configurações testadas. Para o ciclo Brayton puro, na verdade, não há recuperação de calor alguma, apenas a chaminé, por isso é mínimo. Para o ciclo combinado, é mais alto porque é composto por três elementos PH, EV e SH. Quanto ao *ISCCS*, EV não faz parte do HRSG, portanto é intermediário.

A partir da definição de eficiência isentrópica e dos parâmetros dos ciclos, juntamente com as tabelas termodinâmicas de vapor e relações de gases ideais, é possível estabelecer o estado termodinâmico em cada ponto da Figura 25. Porém, para calcular as potências dos ciclos, gás e vapor, os fluxos de massa devem ser especificados. O fluxo de massa de GdA é determinado a partir do modelo descrito no item anterior. A composição química do GdA foi considerada 50% metano (CH_4) e 50% dióxido de carbono (CO_2) por volume (EPA, 2005, 2017). A quantidade de ar de alimentação foi determinada a partir do fluxo de massa de GdA, considerando os balanços de massa e energia da câmara de combustão (CCh na Figura 25), de tal forma que a temperatura dos gases na saída de CCh não ultrapassasse o limite tolerável da turbina a gás ($T_{IT,max}$) . O fluxo de massa de vapor na turbina a vapor é calculado para que o calor disponível (dos gases de escape da turbina a gás e/ou FTC) seja o suficiente para a geração de vapor (preaquecimento, evaporação e superaquecimento) entre os estados termodinâmicos especificados.

Finalmente, para o caso em que nenhum combustível suplementar é usado, uma entrada de energia solar abaixo do ideal exigiria uma redução do fluxo de massa de vapor d'água para o ciclo Rankine para manter uma mudança de fase completa no EV. Para levar em conta esse efeito na potência, considerou-se que haveria uma redução na eficiência isentrópica da turbina a vapor em carga parcial proposta por Jüdes, Vigerske & Tsatsaronis (2009).

5.1.8 Descrição do aterro Jockey Clube

Para entender os ganhos na geração de eletricidade pela hibridização de fontes de energia prontamente disponíveis em aterros sanitários em um contexto de recuperação de energia de GdA, o aterro sanitário Jockey Clube Brasília (JCB) foi usado como um caso de estudo. O JCB fica em Brasília, Distrito Federal. A Figura 27 mostra sua localização geográfica na região. A distribuição regional de *DNI* é também mostrada na Figura 27.

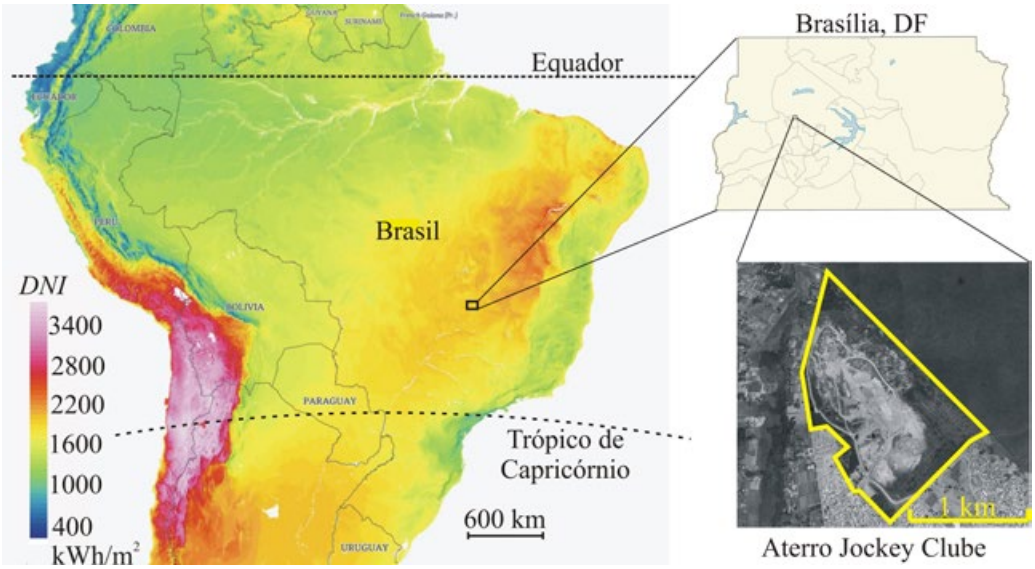


Figura 27. Local do estudo de caso, Aterro Sanitário Jockey Clube Brasília. A distribuição de *DNI* também está incluída no painel esquerdo

O aterro sanitário foi implantado em 1960, ano da inauguração de Brasília. Inicialmente, até 1978, o resíduo era depositado a sudeste do JCB a céu aberto em trincheiras, pelo "método de rampa", em que o solo retirado para abertura de uma célula era utilizado para cobrir a adjacente já utilizada. De 1978 a 1995, a deposição estendeu-se nas direções NE e SW do centro do aterro, sendo considerada sua porção intermediária. Os resíduos foram depositados em valas de 20 m a 30 m de largura, 80 m a 100 m de comprimento e 2 m a 3 m de profundidade. No início de 1995, o descarte no JCB abrangia toda a área intermediária, estendendo-se a deposição em direção à porção norte do aterro (CARNEIRO, 2002). De 1996 a 2019, quando o JCB foi encerrado, parte da parcela intermediária era designada à destinação de resíduos pelo "método de área". Hoje, a área total do aterro é 190 ha (Figura 27), um dos maiores da América Latina (KOLLER *et al.*, 2014). Mais detalhes sobre a deposição do aterro podem ser encontrados em diversas publicações (CARNEIRO, 2002; CAVALCANTI, Márcio Maciel, 2013; CAVALCANTI, Marcio Maciel *et al.*, 2014; SANTANA; IMAÑA-ENCINAS, 2004).

Com relação ao recurso solar, o aterro sanitário está localizado em uma região de *DNI* entre 1.800 kWh/m^2 a 2.000 kWh/m^2 (Figura 27), considerada aceitável para aplicação heliotérmica. É importante mencionar que, embora o conceito seja aplicado a um local específico, aterros semelhantes ao JCB é comum em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento na América Latina (por exemplo, Cancharani, Puno, Peru), África (por exemplo, Kagiso, Sul África), Oriente Médio (por exemplo, Zarqa, Jordânia) e Ásia (por exemplo, Surjine, Paquistão) com recursos solares semelhantes também (KOLLER *et al.*, 2014; WORLD BANK GROUP, 2020).

5.1.9 Considerações a respeito da configuração da planta

Seis cenários, representando diferentes configurações da planta e modos operacionais, foram testados neste estudo. Além do ciclo Brayton padrão e do ciclo combinado, foram considerados quatro configurações GdA-heliotérmico híbridos, todos variantes do *ISCCS*, com diferentes modos operacionais. Como mencionado anteriormente, a Figura 25 mostra o mais completo. A metodologia para projetar e dimensionar o sistema de potência híbrido na Figura 25 consistiu nas seguintes etapas:

1. Usando o modelo LandGEN, foi estimada a geração de GdA no JCB do dia em que foi aberto até o final do ciclo de vida do sistema de potência.
2. A equação do estoque de GdA foi resolvida para achar o fluxo de GdA, de tal forma que o estoque de GdA fosse zero no final do ciclo de vida do sistema de energia.
3. Conhecendo o fluxo de massa de GdA, um ciclo Brayton foi especificado, incluindo turbina a gás (GT, Figura 25), compressor de GdA (LC, Figura 25) e compressor de ar (AC, Figura 25).
4. Um modelo termodinâmico para o ciclo Brayton foi usado para estimar a temperatura e a vazão mássica dos gases de combustão.
5. O ciclo Rankine foi modelado para estimar o fluxo de massa de água ([kg/s]), de modo que o calor do gás de combustão na saída do ciclo Brayton fosse suficiente para superaquecer o vapor de alta pressão (no SH, Figura 25) e para preaquecer a água de alimentação (no PH, Figura 25).

6. A partir de simulações preliminares usando *SAM*, o fluxo de massa FTC mínima, máxima e nominal dentro de um laço, a temperatura de entrada do laço e a temperatura de saída do laço pretendida foram definidos.
7. O número mínimo de laços do campo solar foi estimado considerando a energia necessária para evaporar a água à alta pressão (no EV, Figura 25) e a energia solar nominal colhida em um laço, a partir da temperatura nominal de entrada e temperatura de saída do laço pretendida.

Com o sistema de potência definido e o laço LFR simulado para todo o ano, o rendimento anual de energia elétrica foi estimado considerando diferentes configurações de campo solar com diferentes números de laços LFR e capacidade de *TES*.

5.2 Resultados e Discussões

Neste item, são apresentados os resultados da metodologia descrita anteriormente aplicada ao JCB. O resultado da geração de GdA e do desempenho do campo solar são discutidos, e a geração de energia elétrica para diferentes cenários é analisada. Além disso, são fornecidas breves considerações sobre a viabilidade econômica.

5.2.1 Produção de GdA

O modelo LandGEN (EPA, 2005) apresentado acima foi aplicado às condições do JCB, Brasília, DF. Ele requer como insumo a quantidade de resíduos depositados e enterrados no aterro. Os dados de resíduos depositados de 1960 a 2000 foram retirados de Carneiro (2002). A partir de seus dados, foi estabelecida uma relação entre os resíduos gerados e a população. Assim, de 2001 a 2016, essa relação foi usada para extrapolar a deposição de resíduos usando dados populacionais. A quantidade de resíduos depositados e enterrados foram retirados de Carneiro (2002) e os dados extrapolados são fornecidos no documento em Anexo. A Figura 28a mostra o GdA gerado (W_{GdA}) para cada ano. Observe que, mesmo após o fim da operação do aterro, o LandGEN prevê que o GdA ainda seria gerado a uma taxa considerável (acima de 10 Gg/ano) por cerca de 40 anos. A Figura 28b mostra o estoque de GdA armazenado (m_{GdA}) no aterro. Para as estimativas apresentadas considerou-se que 20% do estoque de GdA é perdido por perdas superficiais a cada ano. Além disso, foi assumido que, após o início da coleta de GdA, a perda seria reduzida à metade (10%), uma vez que criaria uma pressão manométrica negativa (inferior à atmosférica) no local. Este valor está no lado conservador da eficiência de coleta relatada pela EPA (entre 50% e 95%, EPA (2017)), visto que a maioria desses aterros objeto deste estudo não está preparada para a coleta de GdA, então seria difícil alcançar eficiências mais altas. A linha contínua azul representa o estoque sem nenhum sistema de potência (sem intervenção), e a linha pontilhada vermelha considera uma coleta pelo sistema de ciclo combinado projetado

para operar por 30 anos. O valor a ser usado pelo sistema de potência seria de 1,65 kg/s, obtido por tentativa e erro para um ciclo de vida do sistema. A Figura 28b revela que tal intervenção, além da geração de eletricidade, proporcionaria o benefício extra de reduzir o tempo de alto nível de GdA (superior a 0,01 Tg) dentro do aterro em cerca de 40 anos e diminuiria as emissões de gases de alto potencial de efeito estufa, CH_4, para a atmosfera após a instalação do sistema.

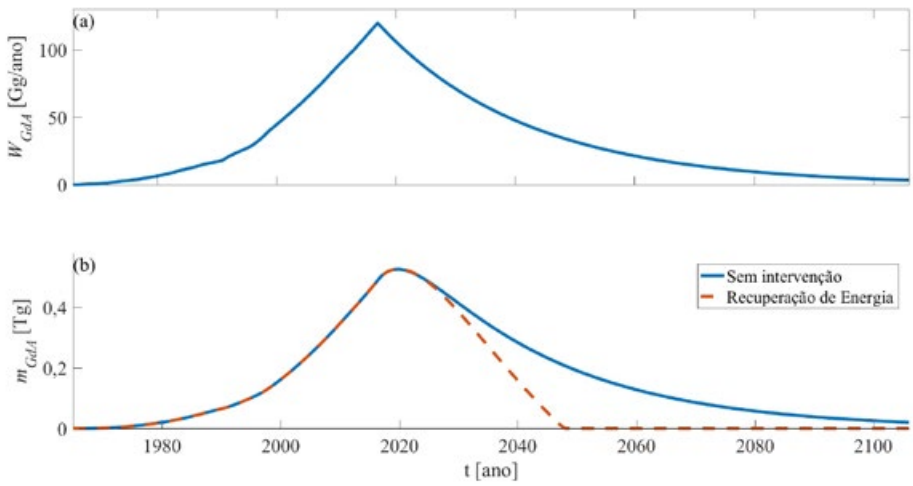


Figura 28. GdA gerado (W_{GdA}) em função do tempo pelo LandGEN (EPA, 2005), painel (a). Evolução de estoque de GdA (m_{GdA}) sem ("sem intervenção") e com sistema de recuperação de energia do GdA

5.2.2 Simulação do campo solar

Para adicionar confiança às estimativas de entrada de energia solar, o modelo térmico LFR foi validado contra dados experimentais de perda de calor de tubo evacuado encontrados na literatura (BURKHOLDER; KUTSCHER, 2009) e condições de referência relatadas pelo fabricante (INDUSTRIAL SOLAR, 2007) certificado pelo DLR (German Aerospace Center). Em ambas as comparações, o modelo teve um desempenho satisfatório (SIQUEIRA; FILHO, 2021).

Antes de executar o modelo proposto, simulações preliminares foram realizadas usando o *System Advisor Model* (SAM, Blair *et al.*, 2018), usado aqui como uma ferramenta para encontrar uma configuração de campo solar ideal. Os concentradores solares lineares, como o Linear Fresnel, são normalmente projetados para atingir uma elevação de temperatura de aproximadamente 100°C em um circuito. Dado o limite de temperatura de 400°C do *Therminol VP1*, a temperatura na entrada foi ajustada para 290°C e a temperatura alvo de saída para 393°C no ponto operacional do projeto. Estes também são valores padrão no *SAM*. O comprimento do laço sugerido pela simulação *SAM* foi de 1.040 m para o LF-11 trabalhando com o *Therminol VP1*. Isso representa 16 módulos de 16 coletores LF-11 cada, um total de 256 coletores solares em um laço, configuração também recomendada pelo fabricante (INDUSTRIAL SOLAR, 2007). A área de abertura do laço seria então de 5.632 m^2.

O recurso solar na área de estudo, de acordo com o *TMY* usado, resultaria em uma irradiação normal direta anual total de aproximadamente 7.320 MJ/m^2, com uma distribuição mensal de irradiação direta diária mostrada na Figura 29. Observe que, embora durante o período entre janeiro e março (verão) o Sol está, em média, mais próximo do zênite, os maiores valores de irradiação solar direta diária acontecem no período de junho a agosto (inverno). Isso ocorre porque, durante o inverno, os dias são normalmente claros (período seco), em contraste com os dias de verão (período chuvoso), quando o céu fica frequentemente nublado.

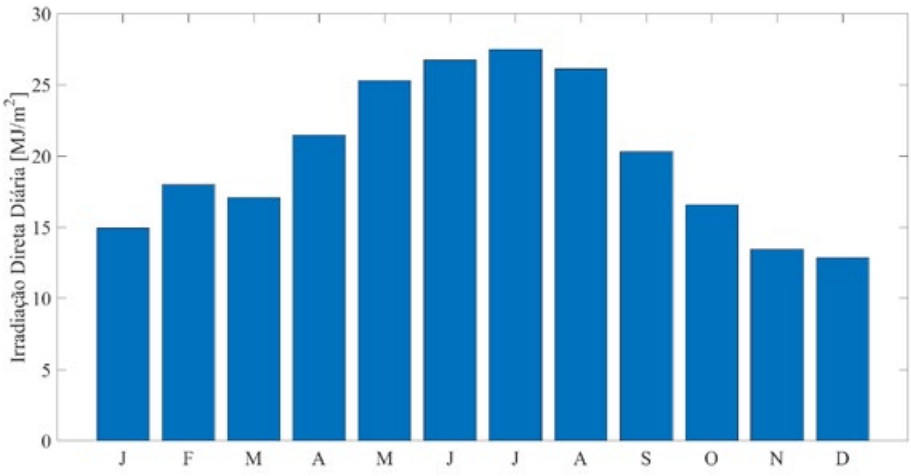


Figura 29. Média diária de irradiação direta normal para mês do ano na área em estudo

O valor mínimo e o máximo do fluxo de massa de FTC no laço durante o dia, necessários para o controle de temperatura FTC, seguindo as simulações *SAM*, foram definidos para 3 kg/s e 14 kg/s, respectivamente. A Figura 30 mostra o fluxo de massa de FTC no laço ($\dot{m}_{htf,LP}$) para todo o ano e para dois períodos típicos de sete dias, um durante o período chuvoso (janeiro) e outro para o período seco (julho), juntamente com o *DNI*. Durante o período chuvoso, o fluxo de FTC atinge valores mais altos devido a altitudes solares maiores (mais perto do zênite durante o verão), o que promove maior eficiência de conversão de radiação solar em térmica. No entanto, a presença frequente de nuvens, que reduz drasticamente o *DNI*, reverte o fluxo para o valor mínimo por longos períodos. Por outro lado, as condições persistentes de céu claro durante o período de seca tornam o $\dot{m}_{htf,LP}$ menos variável e, embora o seja menor devido às altitudes solares menores (inverno), sua consistência compensa a menor eficiência de conversão. Para fins de dimensionamento da planta, foi considerada uma vazão nominal de massa FTC laço único de 6,5 kg/s, fornecendo uma entrada de energia solar nominal de 1,8 MW.

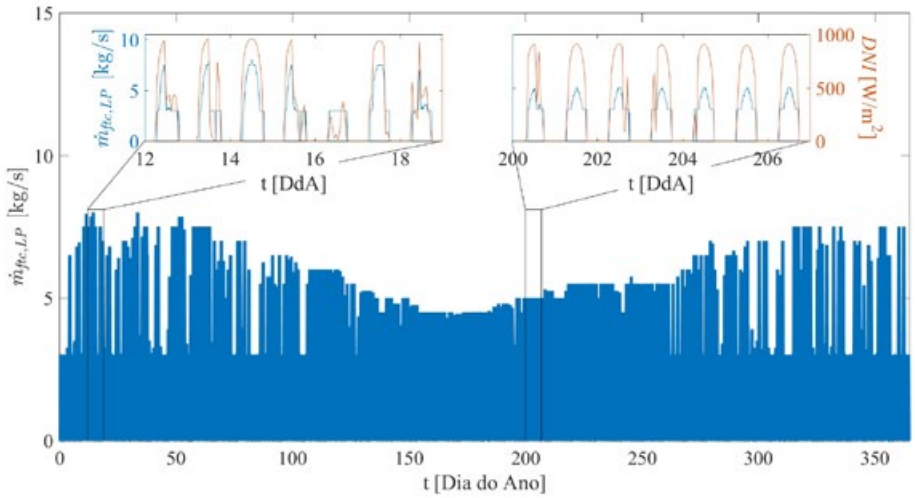


Figura 30. Fluxo de massa de FTC em um laço ($\dot{m}_{htf,LP}$) para o período de um ano. As inserções representam períodos de sete dias em diferentes épocas do ano, junto com *DNI*

5.2.3 Simulação da planta completa

A seguir, resultados das simulações das diversas configurações consideradas serão discutidas. As características de cada uma serão apresentadas.

5.2.3.1 Configurações da planta

A Tabela 4 fornece as características termodinâmicas mais relevantes para todas as configurações testadas aqui e as leituras de temperatura na Tabela 5 nos pontos numerados na Figura 25. Seguindo a metodologia descrita anteriormente, com a vazão de massa de GdA de 1,65 kg/s estimada pelo modelo LandGEN como descrito no item 5.1.6 deste capítulo, é possível sustentar o sistema de turbina a gás entre 7,68 e 8,14 MW (dependendo da configuração, Tabela 4) continuamente por um ciclo de vida da planta de 30 anos. A faixa se deve a diferentes configurações dos ciclos, que incorrem em distintas perdas de pressão na exaustão dos gases de combustão. Sob essas condições, um ciclo Brayton (BC) autônomo teria uma eficiência térmica líquida de 33%, o que é compatível com turbinas a gás deste porte (SGT-300, Siemens, 2019). Adicionando um ciclo Rankine para aproveitar os 24,75 kg/s de gases de combustão a 539°C para fazer um ciclo combinado padrão, esses gases de exaustão suportariam uma turbina a vapor de 4,72 MW, com um fluxo de massa de vapor de 3,81 kg/s, temperatura e pressão de entrada de 530°C e 6.212 kPa, respectivamente, e uma pressão de condensação de 5 kPa (consistente com SST-200, Siemens, (2017)). Considerando o fornecimento de calor dos gases de combustão, este ciclo Rankine teria uma eficiência térmica líquida de 36%. Para este sistema de ciclo combinado padrão, a eficiência térmica global seria de 51%.

Tabela 4. Propriedades termodinâmicas de ciclos de potência considerados neste estudo

Ciclo Brayton		Ciclo Rankine		
	BC / CC / *ISCCS*		**CC**	***ISCCS* / ISCHP**
$\dot{m}_{GdA}$ [kg/s]	1.65	$\dot{m}_{vapor}$ [kg/s]	3.813	9.662
$\dot{m}_{cgas}$ [kg/s]	24.75	P_{baixa} [kPa] (‡)	5	5 / 200
P_{atm} [kPa]	101	P_{alta} [kPa] (‡)	6,212	5,808
η_g (*)	0.9	η_s	0.9	0.9
η_c (*)	0.89	η_p	0.9	0.9
β (#)	13,8	x	0,88	0.88 / 1,0
ΔP_{HRSG} [%] (†)	1/10/5	ΔP_{HRSG} [%]	3	3 / 3
$T_{IT,max}$ [ºC] (*)	1,100	ΔP_{CD} [%]	1	-
$\dot{Q}_{GdA}$ [kW]	24,206	$\dot{Q}_{PH}$ [kW]	1,507	5738
$\dot{W}_{comp,ar}$ [kW]	8,658	$\dot{Q}_{EV}$ [kW]	8,552	19,800
$\dot{W}_{comp,GdA}$ [kW]	532	$\dot{Q}_{SH}$ [kW]	2,799	6,861
$\dot{W}_{GT,bruta}$ [kW]	17,327 / 16,869 / 17,130	$\dot{W}_{ST,bruta}$ [kW]	4,751	11,853 / 9,103
$\dot{W}_{GT,liq}$ [kW]	8,137 / 7,679 / 7,940	$\dot{W}_{ST,liq}$ [kW]	4,724	11,789 / 9,040

η eficiência isentrópica, β razão de pressão ciclo Brayton, $T_{IT,max}$ máxima temperatura dos gases de combustão, $\dot{Q}$ fluxo de calor, $\dot{W}$ potência.
* Kotowicz *et al.*, (2016)
# Siemens (2019)
† Sanjay, Singh & Prasad (2008)
‡ Limites imposto pelo fabricante SST-200 Siemens, (2017)

Tabela 5. Leituras de temperatura nos pontos identificados na Figura 25

Ponto	Fluid	Temp. [ºC]	Ponto	Fluido	Temp. [ºC]
1	FTC	290	7	Gás Comb.	80
2	FTC	393	8	Água Liq.	33
3/3'	GdA/Ar	255/381	9	Água Liq.	174
4	Gás Comb.	1,100	10	Vapor Sat. Alta Pressão	273
5	Gás Comb.	539	11	Vapor Superaquecido	530
6	Gás Comb.	295	12	Vapor Baixa Pressão	33

Conforme mencionado no item 5.1.1, a implantação de um campo solar Linear Fresnel para fornecer a energia para a evaporação do vapor do ciclo Rankine (no EV, Figura 25) permitiria que os gases de combustão do ciclo Brayton fossem usados apenas para superaquecer o vapor e preaquecer a água de alimentação (veja a Figura 25). Sob essa configuração, nas condições padrão do fabricante LF-11 de *DNI* igual a 900W/m^2 e ângulo zenital de 30° (INDUSTRIAL SOLAR, 2007), a eficiência nominal de conversão de energia solar em eletricidade seria de 22%.

Com base no mesmo ciclo Brayton acima, o fluxo de vapor no ciclo Rankine pode ser aumentado para 9,66 kg/s. Para a pressão de 5.808 kPa, a energia de evaporação necessária é de 19,8 MW_{th}. Com a energia solar máxima absorvida em um laço de 1,8 MW (ver item 5.2.2), 11 loops seriam necessários para fornecer essa energia. No caso da aplicação pretendida aqui, a área para um campo solar (CS) é limitada à área interna ou próxima ao aterro. Além disso, os sistemas de recuperação de energia de GdA são dimensionados a partir da área do aterro. Assim, para o presente propósito, torna-se relevante uma análise da área de CS necessária para o sistema híbrido proposto. Portanto, a área do CS será considerada relativa à área do aterro, em contraste com múltiplo solar, apesar do múltiplo solar mais comum em estudos de heliotérmicos. A Tabela 6 descreve os tamanhos de CS testados em termos de número de laços e proporção correspondente à área do aterro e múltiplo solar.

Tabela 6. Configuração do campo solar (número de laços) e os valores correspondentes da área do campo solar (A_{CS}) relativos à área do aterro (A_{At}) e múltiplo solar (MS)

Nº de laços	15	20	25	30	35	40	45	50
A_{CS}/A_{At}	0,07	0,09	0,12	0,14	0,16	0,19	0,21	0,23
MS	1,36	1,82	2,27	2,72	3,18	3,64	4,09	4,55

Para tirar o máximo proveito do múltiplo solar maior que a unidade, é proposto um sistema de armazenamento de energia térmica direto simples (fluido de armazenamento mesmo do FTC) (*TES*: HT e CT, Figura 25). Um benefício adicional do *TES* é o amortecimento das variações de curto prazo (intermitência) da irradiância solar. Para especificar o *TES*, as equações do modelo térmico foram resolvidas para todo o ano com diferentes capacidades de *TES* para todos os tamanhos de CS. A Figura 31a apresenta os resultados desses cálculos, mostrando a energia solar anual absorvida (Q_{CS}) em função da capacidade do *TES*. Como esperado, o aumento do *TES* resulta em um incremento na geração anual de energia do CS. No entanto, o ganho diminui à medida que o tamanho do *TES* aumenta. Para comparações justas entre diferentes tamanhos de CS em termos de geração anual, um critério consistente para escolher a capacidade de *TES* para cada tamanho de CS deve ser aplicado. Aqui, foi utilizado o indicador dQ_{CS}/dCusto, onde Custo representa o custo anual do *TES* considerando capital (CAPEX, do inglês *Capital Expediture*) e operação e manutenção (OPEX, do inglês *Operational Expediture*). Os dados econômicos usados para esta estimativa são apresentados na Tabela 7. Do ponto de vista do investidor, comparar este indicador (convertido de unidades térmicas para elétricas) com a tarifa de eletricidade definiria o limite de rentabilidade para o investimento em *TES*. A Figura 31b representa dQ_{CS}/dCusto em função da capacidade do *TES*, a linha pontilhada preta horizontal representa dQ_{CS}/dCusto = 0,1 GJ_{th}/U$, adotado como limite para o investimento do *TES*. Embora pareça uma escolha arbitrária, isso representa um valor em que a capacidade do *TES* promove o ganho mais significativo para todas as configurações de CS, ou seja, os ganhos seriam marginais além deste ponto. As linhas pontilhadas verticais indicam os pontos de cruzamento entre o critério e cada curva Q_{CS}, ou seja, a capacidade *TES* para cada CS. Portanto, as capacidades de *TES* marcadas foram usadas para a análise de geração anual e de custos discutida a seguir.

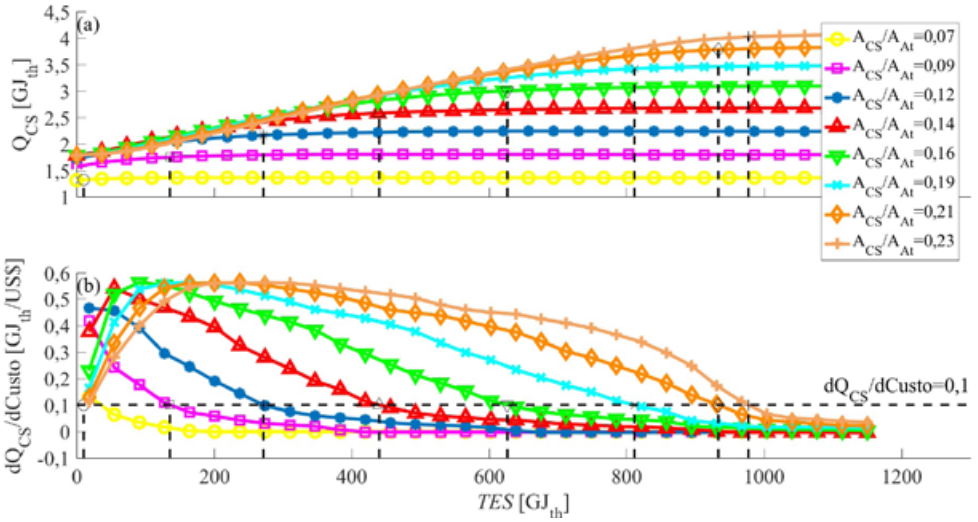


Figura 31. Energia térmica anual absorvida pelo campo solar (Q_{CS}) em função da capacidade do *TES*, painel (a). dQ_{CS}/dCusto em função da capacidade do *TES*, painel (b)

Com a capacidade do *TES* determinada para cada tamanho do CS, foram realizadas simulações do sistema completo para todo o ano. A energia térmica média diária de CS para cada mês é apresentada na Figura 32 para três tamanhos de CS, o menor (A_{CS}/A_{At} = 0,07), um intermediário (A_{CS}/A_{At} = 0,14) e o maior (A_{CS}/A_{At}t = 0,23). A comparação entre a Figura 32 e Figura 29 mostra que o QCS máximo é deslocado em relação ao *DNI* de junho-julho para agosto-setembro. Além disso, a razão entre os valores máximo e mínimo do *DNI* é mais do que o dobro, 2,13 para ser mais preciso, e, no caso do Q_{CS}, essa razão é 1,64, 1,68 e 1,74 para o menor, o intermediário e o maior CS's respectivamente. Esse fato é resultado da maior eficiência do CS no período janeiro-março combinada com o *TES*, que possibilitou a utilização do *DNI* acima dos limites do bloco de potência.

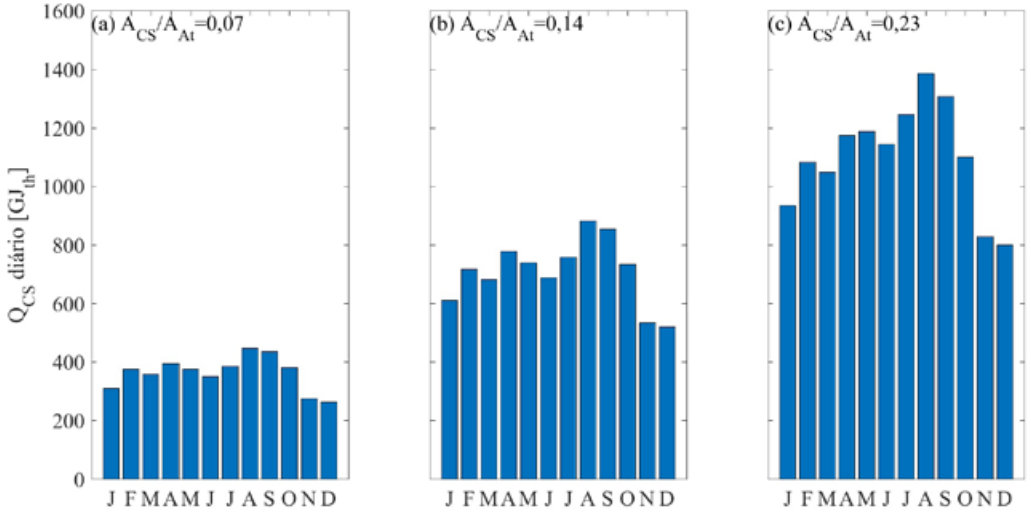


Figura 32. Média diária de Q_{CS} para cada mês do ano. Painel (a) é para o menor CS, painel (b) para um CS intermediário e (c) para o maior CS

5.2.3.2 Geração anual de energia

Além do ciclo Brayton autônomo e do ciclo combinado padrão, quatro cenários diferentes foram analisados para o sistema híbrido heliotérmico-GdA, variando a configuração do sistema e modos operacionais. No primeiro, o híbrido heliotérmico-GdA foi simulado sem nenhuma fonte suplementar de energia como um *ISCCS* regular. Nesse caso, a operação do sistema fora do ponto de projeto deve ser levada em consideração. Isso é implementado através da redução de eficiência isentrópica de acordo com Jüdes, Vigerske & Tsatsaronis (2009).

Em um segundo modo de operação, uma fonte suplementar, *syngas* ou CDR, compensaria a irradiação solar abaixo do ideal, tornando possível operar o bloco de potência na capacidade nominal continuamente. Este modo é denominado *ISCCS*+Sup. Para estimar a quantidade de combustível suplementar necessária para cada passo de tempo, o modelo AB descrito anteriormente foi usado para construir uma relação polinomial entre a temperatura FTC na saída CS e o fluxo de massa de combustível suplementar.

Um modo alternativo do *ISCCS*+Sup é operar o sistema apenas durante o dia, referido como *ISCCS*+Sup DD e manter apenas o ciclo combinado padrão à noite, de forma semelhante à operação proposta por M. Sadi & Arabkoohsar (2019). Essa opção pode ser vantajosa para locais em que a estrutura tarifária privilegie períodos de alta demanda, o que é provável que aconteça durante o dia, principalmente nos dias úteis. Nessas simulações, período diurno foi definido como aquele em que a vazão de massa de FTC através do campo solar era diferente de zero ou havia FTC armazenado no HT.

Por fim, outra opção interessante, sugerida por Ahmed *et al.* (2015), é usar o sistema a vapor como cogeração (CoG) em que a turbina a vapor trabalha em contrapressão liberando vapor superaquecido a ser utilizado em algum processo. Os autores realizaram uma comparação metodológica entre vários arranjos de recuperação de energia de GdA, incluindo ciclo Brayton (turbina a gás), ciclo Rankine (turbina a vapor) e Motores Alternativos, com e sem CoG, ciclo combinado não fez parte de seu estudo. Eles concluíram que o ideal é o Rankine-CoG, desde que haja uso adequado para o calor. Além disso, um problema comum na maioria dos aterros a céu aberto é o chorume. Seu tratamento requer evaporação que exige calor de baixa qualidade (baixa temperatura), compatível com turbina a vapor de contrapressão. Assim, também foi considerado um cenário no qual o ciclo Rankine seria composto por duas turbinas, uma com 4,68 MW (a mesma proposta para ciclo combinado padrão) trabalhando a 5 kPa de pressão do condensador, e uma segunda com potência nominal de 4,43 MW, trabalhando em modo de contrapressão com pressão de saída de 200 kPa (conforme permitido pela SST-200, Siemens, 2017). O arranjo de duas turbinas possibilitaria o trabalho contínuo da turbina de condensação e a de contrapressão somente durante o dia.

Para a estimativa da geração anual de energia elétrica, uma eficiência de conversão de 95% para o gerador foi assumida. A Figura 33 mostra a geração anual de energia elétrica para todas as configurações e modos operacionais considerados neste estudo em função da razão da área do campo solar e área do aterro (A_{CS}/A_{At}). Os cenários em que a geração é independente do A_{CS} são mostrados como linhas horizontais. No modelo apenas para turbina a gás (ciclo Brayton autônomo), a geração anual totalizou 67,72 GWh_e (linha amarela na Figura 33a). Embora motores alternativos possam fornecer maiores eficiências de conversão do que turbina a gás, entre 30% a 40% em comparação com 33% do sistema simulado aqui, a turbina a gás tem sido preferida nos EUA e na Europa para sistemas maiores que 4 MW (EPA, 2017; WILLUMSEN, 2001). Isso ocorre porque a turbina a gás apresenta economias de escala significativas, pois o custo reduz quando o tamanho da turbina a gás aumenta. No entanto, isso parece não ser suficiente para a maioria dos administradores de aterros sanitários nos países em desenvolvimento. No Brasil, por exemplo, que seja do conhecimento dos autores, não existem sistemas operando com turbinas a gás, embora existam sistemas com potência nominal de saída superior a 4 MW utilizando múltiplos motores alternativos. Algumas características de motores alternativos podem contribuir para essa realidade como, por exemplo, a instalação modular, que confere ao sistema a possibilidade de investimento diferido, e flexibilidade de operação.

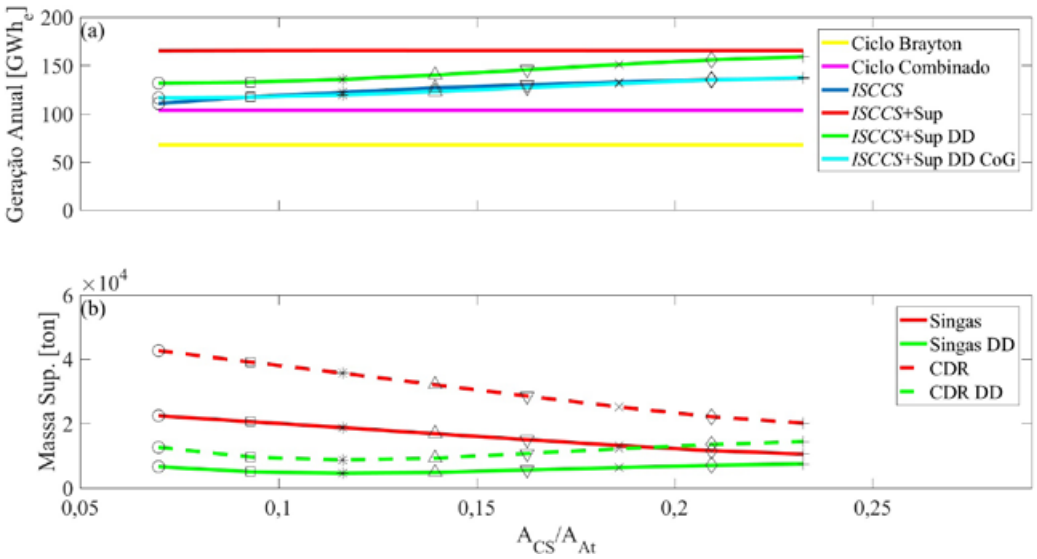


Figura 33. Energia elétrica gerada anualmente pelo bloco de potência para todas configurações e modos operacionais, painel (a). Consumo anual da fonte suplementar (*syngas* e CDR) para operação contínua e durante o dia (DD) para configuração *ISCCS*+Sup, painel (b)

A implementação do ciclo Rankine para fazer um ciclo combinado padrão permitiu que a potência nominal do sistema fosse aumentada para 12,40 MW, funcionando em tempo integral. Anualmente, a turbina a vapor adicionada incrementa a geração em 35,50 GWh_e resultando na geração total combinada de 103,22 GWh_e (linha roxa na Figura 33a), um ganho de 65% quando comparado ao ciclo Brayton.

A incorporação de um campo solar Linear Fresnel para evaporação de água, tornando o sistema em um *ISCCS*, permitiu que o sistema de ciclo de vapor fosse aumentado para 11,79 MW e impulsionou o I*SCCS* para 19,73 MW, quase o dobro do ciclo combinado padrão. Porém, para o múltiplo solar próximo a um (CS área 7% da área do aterro), para o qual não é possível o *TES*, a geração anual teve um incremento de apenas cerca de 7,2 GWh_e, cerca de 7% em relação ao ciclo combinado. Esse fato se deve à intermitência solar e ao período noturno, situações em que o sistema, além da falta de entrada de energia, opera na maior parte do tempo em condições fora da nominal com eficiência reduzida. À medida que o CS aumenta, a geração do sistema aumenta quase linearmente com a área do CS até 33,5 GWh_e para um CS próximo a 23% da área do aterro (maior CS simulado), o que representa um aumento em torno de 32% quando comparado ao ciclo combinado padrão e mais que o dobro do ciclo Brayton autônomo. O CS maior permite o advento do *TES*, com dois benefícios potenciais, melhor uso de alto *DNI* reduzindo a operação em carga parcial mesmo por períodos de baixo *DNI* e compensando a intermitência solar na conversão em energia elétrica.

Ainda assim, a geração anual fica aquém do potencial do sistema, principalmente por causa dos períodos de baixos *DNI* e noturnos. Embora parcialmente compensado pelo *TES*, esta é uma desvantagem típica das plantas heliotérmicas em geral. Para compensar esta deficiência, é proposta uma fonte suplementar. A adição da fonte suplementar permitiu que o sistema de energia funcionasse em tempo integral, o que aumentou a geração anual para aproximadamente 165 GWh_e (linha vermelha horizontal na Figura 33a), um incremento de 144% e 60% na geração elétrica quando comparado ao ciclo Brayton autônomo e combinado padrão, respectivamente. Isso vem acompanhado de um consumo significativo de combustível suplementar. A Figura 33b mostra o consumo de gás de síntese durante todo o ano (linha vermelha cheia) e CDR (linha vermelha pontilhada). A diferença entre as duas opções vem do menor valor do PCI do CDR aliado à menor eficiência de AB para este combustível. É importante mencionar que a produção de gás de síntese exigiria um investimento extra em um sistema de gaseificação. No entanto, o processo de gaseificação é considerado uma opção termoquímica mais limpa do que a incineração, reduzindo a formação de poluentes e melhorando a qualidade dos subprodutos sólidos (MUKHERJEE *et al.*, 2020).

A maior parte do combustível suplementar é usado para manter o sistema funcionando durante a noite. Para mitigar esse efeito, uma operação do ciclo Rankine somente durante o dia (DD) foi testada. O uso de combustível neste modo operacional é representado em verde nas Figura 33 a e b. A geração do ano todo para operação diurna ficou entre 131 GWhe (área do CS 7% da área do aterro) e 158 GWhe (área do CS 23% da área do aterro), uma redução em relação à operação em tempo integral de 21% e 3%, respectivamente. No entanto, o consumo de combustível suplementar é significativamente reduzido para entre um quarto e metade em comparação com o tempo integral. Observe que, para os CS's menores, a expansão na área de CS (aliada ao aumento correspondente no *TES*) resultou em uma redução no consumo de combustível durante o dia, em vez de aumentar a geração de energia. Em contraste, para CS's maiores, um maior CS acarreta uma geração de energia maior com um ligeiro aumento no uso de combustível suplementar. Isso é consequência da presença do *TES*, no qual para CS's maiores estenderia o período de operação do sistema heliotérmico além da luz do dia.

A Figura 34 mostra a contribuição relativa entre energia solar e combustível suplementar por mês para os menores e maiores CS's e para operação em tempo integral e diurno. Como esperado, a contribuição da energia solar é função da área CS. No entanto, é interessante notar algumas diferenças dinâmicas. Enquanto para o CS menor, a contribuição diurna parece proporcional à do integral de cada mês, para o CS maior, o fato de o sistema heliotérmico ser usado apenas durante o dia altera a contribuição relativa de cada mês (observe as diferenças na contribuição de janeiro entre os painéis da Figura 34b e d). Isso reflete o melhor uso de irradiância solar maior (mas intermitente) durante o verão (período úmido, ver Figura 30 inserção) por maior CS com *TES* tornando possível obter o máximo do baixo *DNI* médio diurno (ver Figura 29).

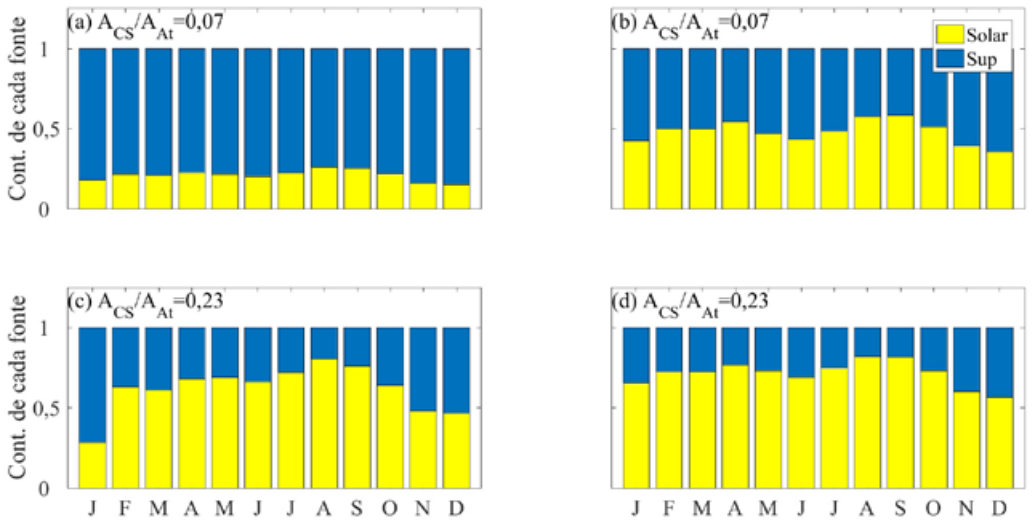


Figura 34. Contribuição relativa à energia gerada de fonte solar e suplementar para o menor CS (painéis a e b) e o maior CS (painéis c e d), e para operação em tempo integral (painéis a e c) e operação diurna (painéis b e d)

Por último, mas não menos importante, considerando agora o cenário *ISCCS*+Sup DD CoG (linha azul claro na Figura 33), esta configuração representaria uma redução de aproximadamente 12% na geração anual de energia quando comparada ao *ISCCS*+Sup DD para todos os tamanhos de CS's. No entanto, 13 GW_{th} de calor a uma temperatura de 136°C ficariam disponíveis para ser usado em algum processo como, por exemplo, no tratamento de chorume (EPA, 2017) ou outros usos em que calor a essa temperatura seja adequado.

5.2.4 Análise econômica

Além da avaliação enérgica do conceito híbrido proposto, é importante uma análise econômica para se ter uma ideia de viabilidade. A Tabela 7 mostra os dados econômicos usados na análise. Esses dados vêm de diferentes fontes, portanto, para tornar a análise consistente, os valores foram convertidos para dólar americano (U$) no momento citado na fonte de dados e ajustados pela inflação. O foco estará na implementação e operação dos sistemas de coleta de GdA e campo solar heliotérmica (LFR), visto que os outros componentes seriam os mesmos para todos os cenários considerados no estudo. Seguindo Rovira *et al.* (2016), dois cenários são propostos para o custo de capital do campo solar LFR, um otimista (oti) e um conservador (con). Esta é uma abordagem comum para esta tecnologia devido à falta de dados reais e ao pequeno número de usinas baseadas em LFR.

Tabela 7. Dados econômicos

Componente	Investimento (Custo Específico)	O&M Anual
Sistema de coleta de GdA	$7.92/m^2 (*)	$1,33/m^2 (*)
Campo Solar LFR (oti;con)(#)	$95/m^2 ; $190/m^2 (#,†)	$10.68/kW (†)
FTC	$35/m^2(‡)	–
TES	$28.08/kWh (‡)	1%(§)
Taxa de Juros	4%(¶)	–

O&M – Custo de Manutenção e Operação.
* EPA (2017), ajustado para o mesmo poder de compra de 01/2013 a 06/2020 (USBLS, [*s. d.*]). Não inclui custo do sistema de tratamento de GdA.
# Rovira *et al.*(2016), oti representa cenário otimista, con cenário conservativo.
† Rovira *et al.* (2016), convertido de Euro para Dolar em 07/2015 (MACROTRENDS, [*s. d.*]), ajustado para o mesmo poder de compra de 07/2015 a 06/2020 (USBLS, [*s. d.*]).
‡ Kurup *et al.* (2015), valor considerado do armazenamento de Torre Central operando com sal fundido já que é armazenamento direto. Ajustado para o mesmo poder de compra de 2015 a 2020.
§ Rovira *et al.* (2016), devido à falta de dados específicos, foi considerado O&M de equipamento geral.
¶ Rovira *et al.*, (2016).

A Figura 35 mostra o custo anual de capital (*CAPEX*, Figura 35a) e despesas operacionais e de manutenção (*OPEX*, Figura 35b) para o sistema de coleta de GdA e componentes LFR em função do tamanho do CS. Uma vez que o sistema de GdA é uma função do tamanho do aterro e não do tamanho do CS, seus custos são descritos como linhas horizontais na Figura 35. Em termos de investimento de capital, o sistema LFR (CS + FTC + *TES*) é provavelmente mais caro do que o sistema GdA, especialmente considerando o cenário conservador para o campo solar, que requer maiores investimentos. Deve-se notar que os sistemas heliotérmicos em geral devem experimentar uma redução do custo de capital nos próximos anos devido à economia de escala e aos avanços tecnológicos, caso sejam adotadas políticas que privilegiam energias renováveis (INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, 2014). Nesse caso, o custo do campo solar deve tender para o cenário otimista (linha sólida azul na Figura 35). Em contraste com o *CAPEX*, o sistema de coleta de GdA para grandes aterros sanitários, como aquele considerado aqui, deve ter um custo *OPEX* anual mais alto do que os componentes de sistema heliotérmico, pelo menos para áreas de campos solares simuladas (menor do que 25% da área do aterro).

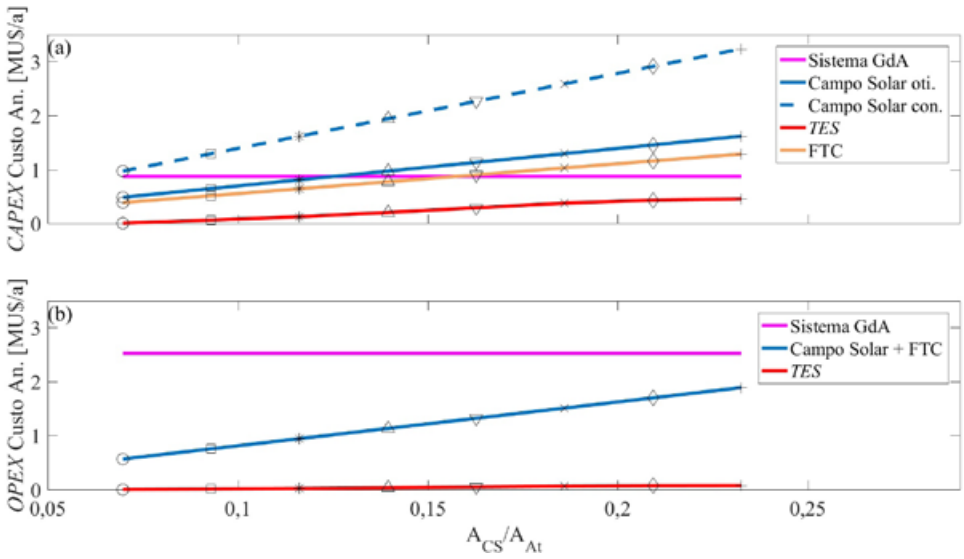


Figura 35. Custo anual de *CAPEX* (painel a) e *OPEX* (painel b) para sistema de coleção de GdA e componentes de heliotérmico

O custo anual total de cada sistema seria a soma de *CAPEX* e *OPEX*, mostrado na Figura 36. Em um cenário otimista, o custo dos componentes do sistema heliotérmico seria menor do que o do sistema de coleta de GdA para a maioria dos tamanhos de CS's enquanto o cenário mais conservador pode ser maior para CS's maiores. Pode-se argumentar que o custo do sistema heliotérmico, mesmo em um cenário otimista, poderia representar um custo nivelado de energia mais alto (*LCOE*), um índice geralmente usado para comparação de tecnologias de geração de energia, visto que sua contribuição para a energia gerada é menor quando comparada ao GdA (veja a Figura 33). No entanto, outros fatores devem ser considerados para avaliar a viabilidade econômica. Primeiro, o custo do bloco de potência não segue uma relação linear com a sua potência nominal (PAUSCHERT, 2009; ROVIRA *et al*., 2013). De fato, uma representação de lei de potência foi encontrada por Pauschert (2009) entre o custo de equipamentos (OEM, *Original Equipament Manufacturer*) e a potência nominal das usinas de ciclo combinado com um expoente de 0,2009. Comparando o ciclo combinado padrão com o *ISCCS* simulado aqui, tal lei de potência resultaria em um aumento de 60% na potência nominal e um aumento de somente 45% no custo do OEM, o que poderia compensar em parte o custo específico de energia mais alto do sistema heliotérmico. Além disso, o *LCOE* não deve ser o único parâmetro considerado para a tomada de decisão de investimento. Mais energia gerada resultaria em maior receita, o que poderia aumentar a lucratividade de todo o empreendimento, mesmo com *LCOE* ligeiramente mais alto. Uma palavra de cautela deve ser declarada para esta análise. Como a razão de custo do sistema heliotérmico *CAPEX/OPEX* é maior do que a do sistema de coleta de GdA, principalmente por causa do alto investimento de capital exigido pelo campo solar, o custo total do sistema heliotérmico é mais sensível às condições financeiras locais.

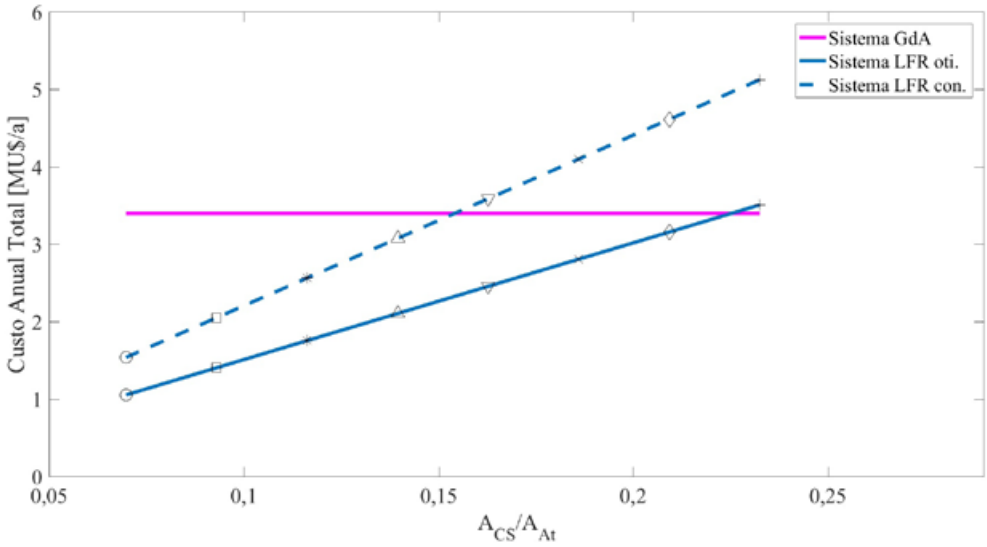


Figura 36. Custo anual total do sistema de coleta de GdA e do sistema heliotérmico LFR (CS+*TES+FTC) considerando CAPEX e OPEX*

6. CONCLUSÕES

Neste capítulo se demonstrou o uso de tecnologias heliotérmicas como uma possibilidade incremental na remediação ambiental de áreas degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos. Pretendem-se definir os requisitos funcionais objetivando analisar as possibilidades futuras de implantação de uma planta heliotérmica na área. Como não existem instalações existentes que usam sistemas heliotérmicos para aproveitamento do recurso solar em áreas de aterro sanitário, não é possível uma análise crítica baseada em casos reais. Diante disso, foi realizado um estudo da literatura a respeito do assunto. Nesta revisão, foram encontrados alguns artigos científicos que abordaram o assunto (FUENTE; MARTÍN, 2020; MENDECKA, B.; LOMBARDI; GLADYSZ, 2019; MENDECKA, B.; LOMBARDI, 2018; PETERSEIM; HERR; *et al.*, 2014; SADI; ARABKOOHSAR, 2019b). Nestes estudos, foi possível verificar dois fatos relevantes. Em todos, o sistema heliotérmico era hibridizado com outra forma de fonte de energia térmica para geração de energia. Além disso, os estudos encontrados usam diferentes tecnologias heliotérmicas, variando o tipo de concentrador (Calha Parabólica, Torre Central e Linear Fresnel), fluido de transferência de calor (óleo térmico, sal fundido, geração direta de vapor), com e sem armazenamento. Esse fato é um indicativo de que não há limitações importantes para as tecnologias heliotérmicas a serem aplicadas e que a hibridização é, possivelmente, a opção mais indicada para o uso de tecnologias heliotérmicas no aproveitamento do recurso solar da área do aterro na geração de energia.

É importante ressaltar que as investigações citadas avaliaram instalações novas, o que difere consideravelmente da aplicação pretendida para o presente projeto. As restrições de área disponível para a instalação e a própria condição específica dessa área podem, sim, representar entraves à instalação de tecnologias heliotérmicas. Sendo assim, para fazer um estudo de caso dentro do contexto de aterro sanitário já em operação, foi escolhida a tecnologia Linear Fresnel por ser a mais simples com menores exigências em relação ao terreno e com menores custos de capital. O sistema proposto é a hibridização de uma planta de potência a partir de GdA com Linear Fresnel em um arranjo de ciclo combinado em que o GdA é usado para alimentar uma turbina a gás, e o campo solar para aumentar a geração do ciclo Rankine do ciclo combinado. Além disso, foi considerada a utilização de um combustível suplementar obtido da gaseificação de resíduos (*syngas*) ou combustível derivado de resíduo (CDR). As principais conclusões deste estudo de caso podem ser resumidas como:

- O modelo LandGEN previu que o GdA armazenado e gerado no futuro, a partir do encerramento das atividades, suportaria uma turbina a gás de 8,14 MW por 30 anos. De acordo com estudos anteriores, para esta classificação de potência, turbina a gás é considerada uma opção melhor do que os motores alternativos (EPA, 2017; WILLUMSEN, 2001).
- A adição do ciclo Rankine para fazer um ciclo combinado padrão melhorou consideravelmente a eficiência de conversão, conforme esperado. No entanto, de acordo com um relatório da EPA, o ciclo combinado não foi a escolha da maioria dos projetos de energia de GdA movidos à turbina a gás (EPA, 2017).
- Para aproveitar o recurso solar disponível dentro da área do aterro, um campo solar heliotérmico composto por coletores de Linear Fresnel é proposto em um arranjo *ISCCS*. A adição do sistema heliotérmico permitiu que a capacidade instalada quase dobrasse. Apesar do incremento considerável na potência nominal, se não houver *TES*, a energia elétrica gerada aumenta em apenas 7%, devido à intermitência solar e ao período noturno, comprometendo o fator de capacidade.
- A adição do *TES* e o aumento da área do campo solar possibilitaram um ganho de 33% em relação ao ciclo combinado padrão.
- A inclusão de uma terceira fonte de energia, *syngas* ou CDR, permitiu que o sistema funcionasse à plena carga o tempo todo, com o melhor desempenho energético à custa de um uso considerável de fonte suplementar, que pode exigir um sistema de gaseificação ou incineração superdimensionado. Para evitar esse problema, foi considerado um modo operacional no qual a heliotérmica e o gaseificador/incinerador funcionariam apenas durante o dia e o sistema voltaria ao ciclo combinado padrão à noite. O uso de combustível suplementar seria reduzido para entre um quarto e a metade com uma pequena redução na geração de energia, mas em períodos de menor demanda (noturno). Vale lembrar que a opção por *syngas* e/ou CDR se deve ao fato de serem opções de reaproveitamento de Resíduo Sólido Urbano. Não se deve excluir o uso de outra fonte fóssil como, por exemplo, gás natural. No entanto, essa opção levaria à ligeira redução de benefícios ambientais.

- Se o tratamento de chorume for considerado para o local, uma opção interessante é ter o ciclo Rankine funcionando como cogeração. Esta opção foi testada com uma turbina funcionando em modo de contrapressão (somente durante o dia), e outra em modo de condensação (em tempo integral). Este arranjo representaria uma redução de 12% na geração de energia elétrica, mas deixando 13 GW_{th} para a evaporação do chorume.

É justo dizer, a partir dos resultados aqui apresentados, que suplementar o conteúdo de energia do GdA com outro recurso de energia prontamente disponível em aterro sanitário poderia melhorar a recuperação de energia como uma medida de remediação ambiental. No entanto, no caso da hibridização apenas com o sistema heliotérmico, que permite que o sistema de potência quase dobre de tamanho, a viabilidade econômica é altamente dependente da área adequada para instalação do sistema heliotérmico no aterro ou nas proximidades. Além disso, a incorporação de um terceiro recurso para compensar a intermitência da radiação solar permite aproveitar ao máximo o sistema de energia aprimorado. Embora os números de energia gerada aqui apresentados sejam válidos apenas para o JCB, existem vários aterros em países em desenvolvimento e subdesenvolvidos com condições semelhantes de aterro e recursos solares que poderiam se beneficiar do arranjo do sistema de energia híbrido proposto.

REFERÊNCIAS

[1] AHMED, S. I.; JOHARI, A.; HASHIM, H.; MAT, R.; LIM, J. S.; NGADI, N.; ALI, A. Optimal landfill gas utilization for renewable energy production. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, v. 34, n. 1, p. 289–296, 1 Jan. 2015. Available at: https://doi.org/10.1002/ep.11964.

[2] ARABKOOHSAR, A; SADI, M. Thermodynamics, economic and environmental analyses of a hybrid waste–solar thermal power plant. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2020. DOI 10.1007/s10973-020-09573-3. Available at: https://doi.org/10.1007/s10973-020-09573-3. Accessed on: 7 Jun. 2020.

[3] ARABKOOHSAR, Ahmad; SADI, M. A Hybrid Solar Concentrating-Waste Incineration Power Plant for Cost-Effective and Dispatchable Renewable Energy Production. 2018. *2018 IEEE 7th International Conference on Power and Energy, PECon 2018* [...]. [*S. l.*: *s. n.*], 2018. p. 1–6. DOI 10.1109/PECON.2018.8684179. Available at: https://ieeexplore.ieee.org/abstract/document/8684179/. Accessed on: 3 Feb. 2020.

[4] BATLLES, F. J.; OLMO, F. J.; ALADOS-ARBOLEDAS, L. On shadowband correction methods for diffuse irradiance measurements. *Solar Energy*, v. 54, n. 2, p. 105–114, 1 Feb. 1995. Available at: https://doi.org/10.1016/0038-092X(94)00115-T.

[5] BEHAR, O.; KHELLAF, A.; MOHAMMEDI, K.; AIT-KACI, S. A review of integrated solar combined cycle system (ISCCS) with a parabolic trough technology. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 39, p. 223–250, 2014. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.066.

[6] BENIDIR, A.; KHALDI, F.; BENMACHICHE, A. H.; BOURAS, F. Numerical thermal analysis of schott 2008 PTR70 solar receiver under hassi R'Mel power plant operation conditions. *Journal of Engineering Science and Technology*, v. 13, n. 1, p. 122–140, 2018. Available at: https://www.researchgate.net/publication/322732167. Accessed on: 7 Apr. 2020.

[7] BLAIR, N.; DIORIO, N.; FREEMAN, J.; GILMAN, P.; JANZOU, S.; NEISES, T.; WAGNER, M.; BLAIR, N.; DIORIO, N.; FREEMAN, J.; GILMAN, P.; JANZOU, S.; NEISES, T.; WAGNER, M. System Advisor Model (SAM) General Description System Advisor Model (SAM) General Description (Version 2017.9.5). *National Renewable Energy Laboratory*, 2018. Available at: https://doi.org/10.1111/j.1532-5415.2009.02342.x.

[8] BUCK, R.; GIULIANO, S.; GOBEREIT, B.; PFAHL, A.; PUPPE, M.; SCHWARZBOZL, P.; UHLIG, R. *Tower CSP technology – State of the art and market overview*. Brasília, DF, Brasil: [*s. n.*], 2014.

[9] BURKHOLDER, F.; KUTSCHER, C. *Heat Loss Testing of Schott's 2008 PTR70 Parabolic Trough Receiver*. Golden, CO, United States: [*s. n.*], 2009.

[10] CARNEIRO, G. *Estudo de Contaminação do Lençol Freático sob a Área do Aterro de Lixo do Jockey Club-DF e suas Adjacências*. 2002. 123 f. Universidade de Brasília, 2002.

[11] CAVALCANTI, Márcio Maciel. *Aplicação de métodos geoelétricos nos limites do aterro aterro controlado do Jokey Club de Brasilia*. 2013. 128 f. Universidade de Brasília, 2013.

[12] CAVALCANTI, Marcio Maciel; BORGES, W. R.; STOLLBERG, R.; ROCHA, M. P.; DA CUNHA, L. S.; SEIMETZ, E. X.; NOGUEIRA, P. V.; DE OLIVERA E SOUSA, F. R. F. R. Levantamento geofísico (eletrorresistividade) nos limites do aterro controlado do jokey clube, vila estrutural, Brasília – DF. *Geociencias*, v. 33, n. 2, p. 144–152, 2014. Disponível em: http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/7347. Acesso em: 14 Apr. 2020.

[13] CHEN, C.; GREENE, N. *Is landfill gas green energy?* [*S. l.*: *s. n.*], 2003. Available at: www.nrdc.org. Accessed on: 17 Apr. 2020.

[14] COLLARES-PEREIRA, M.; RABL, A. The average distribution of solar radiation-correlations between diffuse and hemispherical and between daily and hourly insolation values. *Solar Energy*, v. 22, n. 2, p. 155–164, 1979a. Available at: https://doi.org/10.1016/0038-092X(79)90100-2.

[15] COLLARES-PEREIRA, M.; RABL, A. The average distribution of solar radiation-correlations between diffuse and hemispherical and between daily and hourly insolation values. *Solar Energy*, v. 22, n. 2, p. 155–164, 1979b. Available at: https://doi.org/10.1016/0038-092X(79)90100-2.

[16] DEFRA - DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD & RURAL. *Energy from waste – A guide to debate*. London, UK: [*s. n.*], 2014.

[17] DESPOTOVIC, M.; NEDIC, V.; DESPOTOVIC, D.; CVETANOVIC, S. Evaluation of empirical models for predicting monthly mean horizontal diffuse solar radiation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 56, p. 246–260, Apr. 2016. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.058.

[18] DRUMMOND, A. J. On the measurement of sky radiation. *Archiv für Meteorologie, Geophysik und Bioklimatologie Serie B*, v. 7, n. 3–4, p. 413–436, 1956. Available at: https://doi.org/10.1007/BF02242969.

[19] DUFFIE, J. A.; BECKMAN, W. A. *Solar Engineering of Thermal Process*. 3rd ed. [*S. l.*]: J. Wiley, 2006.

[20] EASTMAN. *Therminol VP1 Heat Transfer Fluid*. [*S. l.*: *s. n.*], 2019.

[21] EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. *Expanção da geração - Empreendimentos Fotovoltaicos - Instruções para solicitação de cadastramento e habilitaçãotécnica com vistas à Participação nos Leilões de Energia Elétrica*. [*S. l.*: *s. n.*], 2021a. Available at: http://www.epe.gov.br. Accessed on: 13 Jan. 2021.

[22] EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. *Expansão da geração – Empreendimentos Heliotérmicos - Instruções para solicitação de cadastramento e habilitação técnica com vistas à participação nos Leilões de Energia Elétrica*. [*S. l.*: *s. n.*], 2021b. Available at: http://www.epe.gov.br. Accessed on: 13 Jan. 2021.

[23] EPA. *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) user's guide*. [*S. l.*: *s. n.*], 2005.

[24] EPA. *LFG energy project development handbook*. [*S. l.*: *s. n.*], 2017.

[25] EPA. Overview of Greenhouse Gases Greenhouse Gas (GHG) Emissions US EPA. , p. Al-Homoud, M. S. (2001). Computer-aided building e, 2016. Available at: https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases. Accessed on: 17 Apr. 2020.

[26] EPA. *RE-Powering America's Land Initiative: Tracking Completed Projects on Contaminated Lands, Landfills, and Mine Sites*. [*S. l.*: *s. n.*], 2019. Available at: www.dsireusa.org. Accessed on: 17 Apr. 2020.

[27] EPA; NREL. *Best Practices for Siting Solar Photovoltaics on Municipal Solid Waste Landfills*. [*S. l.*: *s. n.*], 2013. Available at: http://www.epa.gov/oswercpa/docs/best_practices_siting_solar_photovoltaic_final.pdf. Accessed on: 17 Apr. 2020.

[28] ERBS, D. G.; KLEIN, S. A.; DUFFIE, J. A. Estimation of the diffuse radiation fraction for hourly, daily and monthly-average global radiation. *Solar Energy*, v. 28, n. 4, p. 293–302, 1982. Available at: https://doi.org/10.1016/0038-092X(82)90302-4.

[29] EUROPEAN COMMISSION. The role of waste-to-energy in the circular economy. *Communication From the Commission To the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions- COM(2017) 34*, , p. 11, 2017. Available at: http://ec.europa.eu/priorities/energy-union-and-climate/state-energy-union_en. Accessed on: 17 Apr. 2020.

[30] FALLAHIZADEH, S.; RAHMATINIA, M.; MOHAMMADI, Z.; VAEZZADEH, M.; TAJAMIRI, A.; SOLEIMANI, H. Estimation of methane gas by LandGEM model from Yasuj municipal solid waste landfill, Iran. *MethodsX*, v. 6, p. 391–398, 1 Jan. 2019. Available at: https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.02.013.

[31] FORSYTH, R. Parabolic Trough Technology: Technical Advances Speed CSP toward Grid Parity. *New Energy Update*, 2011. Available at: https://www.reutersevents.com/renewables/csp-today/technology/parabolic-trough-technology-technical-advances-speed-csp-toward-grid-parity. Accessed on: 27 Dec. 2020.

[32] FUENTE, E. de la; MARTÍN, M. Optimal coupling of waste and concentrated solar for the constant production of electricity over a year. *AIChE Journal*, vol. 65, no. 7, p. e16559, 13 Jul. 2019. DOI 10.1002/aic.16559. Available at: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/aic.16559. Accessed on: 9 Jun. 2020.

[33] FUENTE, E. de la; MARTÍN, M. Site specific process design for Hybrid CSP-Waste plants. *Computers and Chemical Engineering*, vol. 135, p. 106770, 2020. DOI 10.1016/j.compchemeng.2020.106770. Available at: https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2020.106770. Accessed on: 9 Jun. 2020.

[34] GAGGIOLI, W.; FABRIZI, F.; RINALDI, L.; DI ASCENZI, P. Experimental tests about the cooling/freezing of the molten salts in the receiver tubes of a solar power plant with parabolic trough. 1850., 2017. *AIP Conference Proceedings* [...]. [*S. l.*: *s. n.*], 2017. v. 1850, p. 20001. DOI 10.1063/1.4984329. Available at: https://doi.org/10.1063/1.4984329. Accessed on: 19 Nov. 2020.

[35] GOSWAMI, D. Y.; KREITJ, F.; KREIDER, J. F. *Principles of Solar Engineering*. 2nd ed. [*S. l.*]: Taylor & Francis, 2000.

[36] HABERLE, A.; STEPHAN, S.; BERGER, M.; FARIAN, J. *Fresnel CSP technology – state of the art and market overview*. Brasília, DF, Brasil: [*s. n.*], 2014.

[37] HABIBOLLAHZADE, A.; HOUSHFAR, E.; ASHJAEE, M.; BEHZADI, A.; GHOLAMIAN, E.; MEHDIZADEH, H. Enhanced power generation through integrated renewable energy plants: Solar chimney and waste-to-energy. *Energy Conversion and Management*, v. 166, p. 48–63, 2018. Available at: https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.04.010.

[38] HAGOS, F. Y.; AZIZ, A. R. A.; SULAIMAN, S. A. Trends of syngas as a fuel in internal combustion engines. *Advances in Mechanical Engineering*, vol. 2014, 2014. DOI 10.1155/2014/401587. Available at: http://dx.doi.org/10.1155/2014/401587. Accessed on: 3 Feb. 2020.

[39] HI-MIN SOLAR. Fresnel Solar Receiver | Himin Coated Steel Tube | Solar Receiver Supplier. 2020. Available at: http://himinsun.com/1-1-fresnel-solar-receiver.html. Accessed on: 6 Apr. 2020.

[40] HIRSCH, T.; KHENISSI, A. A Systematic Comparison on Power Block Efficiencies for CSP Plants with Direct Steam Generation. *Energy Procedia*, v. 49, p. 1165–1176, 2014. DOI https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.03.126. Available at: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876610214005803.

[41] INDUSTRIAL SOLAR. *Fresnel Collector LF-11 datasheet*. Freiburg, Germany: [*s. n.*], 2007. Available at: https://www.google.com/search?q=Industrial+solar+LF=11-&source=lmns&bih625=&biw-1366&hl=pt-BR&ved=2ahUKEwibir29u8DoAhUzCbkGHetXBnwQ_AUoAHoECAEQAA. Accessed on: 29 Mar. 2020.

[42] INDUSTRIAL SOLAR. Solar Thermal Collectors – Overview. 2020. Available at: https://www.industrial-solar.de/. Accessed on: 6 Apr. 2020.

[43] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. *Technology Roadmap Solar Thermal Electricity*. [*S. l.*: *s. n.*], 2014. DOI 10.1007/SpringerReference_7300. Available at: www.iea.org. Accessed on: 19 Aug. 2020.

[44] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 9060: Solar energy – Specification and classification of instruments for measuring hemispherical solar and direct solar radiation. *International Organization for Standardization*, 1990. .

[45] IQBAL, M. *An introduction to solar radiation*. [*S. l.*]: Academic Press, 1983.

[46] JAMIL, B.; AKHTAR, N. Estimation of diffuse solar radiation in humid-subtropical climatic region of India: Comparison of diffuse fraction and diffusion coefficient models. *Energy*, v. 131, p. 149–164, Jul. 2017. Available at: https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.05.018.

[47] JÜDES, M.; VIGERSKE, S.; TSATSARONIS, G. Optimization of the design and partial-load operation of power plants using mixed-integer nonlinear programming. *Optimization in the energy industry*. [*S. l.*]: Springer, 2009. p. 193–220.

[48] KHORASANIZADEH, H.; MOHAMMADI, K. Diffuse solar radiation on a horizontal surface: Reviewing and categorizing the empirical models. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 53, p. 338–362, Jan. 2016. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.08.037.

[49] KLEISSL, J. *Solar energy forecasting and resource assessment*. [*S. l.*]: Elsevier, 2013.

[50] KOKALJ, F.; SAMEC, N. Combustion of municipal solid waste for power production. *NG, HK Advances in Internal Combustion Engines and Fuel Technologies, INTECH Open*. [*S. l.*: *s. n.*], 2013. p. 277–309.

[51] KOLLER, H.; SHRESTHA, S.; TANAKA, M.; THEMELIS, N. J.; FERNANDO JUCA, J.; PARIATAMBY, A.; RUSSO, M.; VELIS, C. *Waste Atlas - The world´s biggest dumpsites - 2014 Report*. [*S. l.*: *s. n.*], 2014. Available at: http://www.atlas.d-waste.com/. Accessed on: 15 Apr. 2020.

[52] KOTOWICZ, J.; JOB, M.; BRZĘCZEK, M.; NAWRAT, K.; MĘDRYCH, J. The methodology of the gas turbine efficiency calculation. *Archives of thermodynamics*, v. 37, 2016. .

[53] KURUP, P.; TURCHI, C. S.; KURUP, P.; TURCHI, C. S. *Parabolic Trough Collector Cost Update for the System Advisor Model (SAM) Parabolic Trough Collector Cost Update for the System Advisor Model (SAM)*. [*S. l.*]: November, 2015.

[54] LEBARON, B. A.; MICHALSKY, J. J.; PEREZ, R. A simple procedure for correcting shadowband data for all sky conditions. *Solar Energy*, v. 44, n. 5, p. 249–256, 1 Jan. 1990. Available at: https://doi.org/10.1016/0038-092X(90)90053-F.

[55] MACROTRENDS. *Euro Dollar Exchange Rate (EUR USD) - Historical Chart*, MacroTrends. [*s. d.*]. Available at: https://www.macrotrends.net/2548/euro-dollar-exchange-rate-historical-chart. Accessed on: 13 Jul. 2020.

[56] MAKARICHI, L.; JUTIDAMRONGPHAN, W.; TECHATO, K. anan. The evolution of waste-to-energy incineration: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 91, p. 812–821, 1 Aug. 2018. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.088.

[57] MARUGÁN-CRUZ, C.; SERRANO, D.; GÓMEZ-HERNÁNDEZ, J.; SÁNCHEZ-DELGADO, S. Solar multiple optimization of a DSG linear Fresnel power plant. *Energy Conversion and Management*, v. 184, p. 571–580, 2019. DOI https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.01.054. Available at: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0196890419301001.

[58] MENDECKA, B; LOMBARDI, L.; GLADYSZ, P. Waste to energy efficiency improvements: Integration with solar thermal energy. *Waste Management and Research*, v. 37, n. 4, p. 419–434, 8 Apr. 2019. DOI 10.1177/0734242X19833159. Available at: http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30848718. Accessed on: 7 Jun. 2020.

[59] MENDECKA, Barbara; LOMBARDI, L. Environmental evaluation of Waste to Energy plant coupled with concentrated solar energy. 148., 1 Aug. 2018. *Energy Procedia* [...]. [*S. l.*]: Elsevier Ltd, 1 Aug. 2018. v. 148, p. 162–169. Available at: https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.08.045.

[60] MENDECKA, Barbara; LOMBARDI, L.; GŁADYSZ, P.; STANEK, W. Exergo-ecological assessment of waste to energy plants supported by solar energy. *Energies*, v. 11, n. 4, p. 773, 28 Mar. 2018. DOI 10.3390/en11040773. Available at: http://www.mdpi.com/1996-1073/11/4/773. Accessed on: 24 Jan. 2019.

[61] MILLS, D. R. Linear Fresnel reflector (LFR) technology. *In*: LOVEGROVE, K; STEIN, W. (eds.). *Concentrating Solar Power Technology: Principles, Developments and Applications*. First. Cambridge, UK: [*s. n.*], 2012. p. 153–912.

[62] MORIN, G.; DERSCH, J.; PLATZER, W.; ECK, M.; HÄBERLE, A. Comparison of Linear Fresnel and Parabolic Trough Collector power plants. *Solar Energy*, v. 86, n. 1, p. 1–12, 2012. Available at: https://doi.org/10.1016/j.solener.2011.06.020.

[63] MOYA, E. Z. Parabolic-through concentrating solar power (CSP) systems. *In*: LOVEGROVE, Keith; STEIN, W. (eds.). *Concentrating Solar Power Technology: Principles, Developments and Applications*. Cambridge, UK: Woodhead Publishing, 2012. p. 197–239.

[64] MUKHERJEE, C.; DENNEY, J.; MBONIMPA, E. G.; SLAGLEY, J.; BHOWMIK, R. A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 119, 109512, 1 Mar. 2020. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109512.

[65] MUNEER, T.; ZHANG, X. A new method for correcting shadow band diffuse irradiance data. *Journal of Solar Energy Engineering, Transactions of the ASME*, v. 124, n. 1, p. 34–43, 1 Feb. 2002. DOI 10.1115/1.1435647. Available at: http://asmedigitalcollection.asme.org/solarenergyengineering/article-pdf/124/1/34/5589967/34_1.pdf. Accessed on: 13 Jan. 2021.

[66] MYERS, D. R. *Solar radiation: Practical modeling for renewable energy applications*. [*S. l.*]: CRC Press, 2013.

[67] NIKKHAH, A.; KHOJASTEHPOUR, M.; ABBASPOUR-FARD, M. H. Hybrid landfill gas emissions modeling and life cycle assessment for determining the appropriate period to install biogas system. *Journal of Cleaner Production*, v. 185, p. 772–780, 1 Jun. 2018. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.080.

[68] NREL. Concentrating Solar Power Projects | Concentrating Solar Power Projects. 2020. Available at: https://solarpaces.nrel.gov/. Accessed on: 10 Jul. 2020.

[69] NREL. *System advisor model, sam 2014.1. 14: General description*. [*S. l.*: *s. n.*], 2014.

[70] ORGILL, J. F.; HOLLANDS, K. G. T. Correlation equation for hourly diffuse radiation on a horizontal surface. *Solar Energy*, v. 19, n. 4, p. 357–359, 1977. Available at: https://doi.org/10.1016/0038-092X(77)90006-8.

[71] PAUSCHERT, D. *Energy Sector Management Assistance Program Study of Equipment Prices in the Power Sector*. [*S. l.*: *s. n.*], 2009.

[72] PEREIRA, E. B.; MARTINS, F. R.; GONÇALVES, A. R.; COSTA, R. S.; LIMA, F. J. L.; RÜTHER, R.; ABREU, S. L.; TIEPOLO, G. M.; PEREIRA, S. V.; SOUZA, J. G. *Atlas brasileiro de energia solar*. 2ª ed. São José dos Campos: [*s. n.*], 2017.

[73] PETERSEIM, J. H.; HERR, A.; MILLER, S.; WHITE, S.; O'CONNELL, D. A. Concentrating solar power/alternative fuel hybrid plants: Annual electricity potential and ideal areas in Australia. *Energy*, v. 68, p. 698–711, 2014. DOI 10.1016/j.energy.2014.02.068. Available at: http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2014.02.068. Accessed on: 8 Jun. 2020.

[74] PETERSEIM, J. H.; WHITE, S.; TADROS, A.; HELLWIG, U. Concentrated solar power hybrid plants, which technologies are best suited for hybridisation? *Renewable Energy*, v. 57, p. 520–532, 2013. Available at: https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.02.014.

[75] PETERSEIM, J. H.; WHITE, S.; TADROS, A.; HELLWIG, U. Concentrating solar power hybrid plants – Enabling cost effective synergies. *Renewable Energy*, v. 67, p. 178–185, 2014. Available at: https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.11.037.

[76] PRIETO, C.; RODRÍGUEZ, A.; PATIÑO, D.; CABEZA, L. F. Thermal energy storage evaluation in direct steam generation solar plants. *Solar Energy*, v. 159, p. 501–509, 2018. DOI https://doi.org/10.1016/j.solener.2017.11.006. Available at: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038092X17309775.

[77] REEKEN, F. von; ARBES, S.; WINREBE, G.; WOHRBACH, M.; FINKDEINER, J. *Parabolic trough CSP technology – state of the art and market overview*. Brasília, DF, Brasil: [*s. n.*], 2014.

[78] REINDL, D. T.; BECKMAN, W. A.; DUFFIE, J. A. Diffuse fraction correlations. *Solar Energy*, v. 45, n. 1, p. 1–7, 1990. Available at: https://doi.org/10.1016/0038-092X(90)90060-P.

[79] ROMERO, M.; GONZÁLEZ-AGUILAR, J. Solar thermal CSP technology. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment*, v. 3, n. 1, p. 42–59, 1 Jan. 2014. DOI 10.1002/wene.79. Available at: http://doi.wiley.com/10.1002/wene.79. Accessed on: 21 Nov. 2020.

[80] ROVIRA, A.; BARBERO, R.; MONTES, M. J.; ABBAS, R.; VARELA, F. Analysis and comparison of Integrated Solar Combined Cycles using parabolic troughs and linear Fresnel reflectors as concentrating systems. *Applied Energy*, v. 162, p. 990–1000, 15 Jan. 2016. Available at: https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.11.001.

[81] ROVIRA, A.; MONTES, M. J.; VARELA, F.; GIL, M. Comparison of Heat Transfer Fluid and Direct Steam Generation technologies for Integrated Solar Combined Cycles. *Applied Thermal Engineering*, v. 52, n. 2, p. 264–274, 15 Apr. 2013. Available at: https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2012.12.008.

[82] SADI, M.; ARABKOOHSAR, A. Exergoeconomic analysis of a combined solar-waste driven power plant. *Renewable Energy*, v. 141, p. 883–893, 2019a. DOI 10.1016/j.renene.2019.04.070. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960148119305543. Accessed on: 3 Feb. 2020.

[83] SADI, M.; ARABKOOHSAR, A. Modelling and analysis of a hybrid solar concentrating-waste incineration power plant. *Journal of Cleaner Production*, v. 216, p. 570–584, 2019b. DOI 10.1016/j.jclepro.2018.12.055. Available at: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652618337570. Accessed on: 3 Feb. 2020.

[84] SANJAY; SINGH, O.; PRASAD, B. N. Thermodynamic modelling and simulation of advanced combined cycle for performance enhancement. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part A: Journal of Power and Energy*, v. 222, n. 6, p. 541–555, Sep. 2008. Available at: https://doi.org/10.1243/09576509JPE593.

[85] SANTANA, O. A.; IMAÑA-ENCINAS, J. M. Modelo Espacial de Contaminação do Solo e do Lençol Freático do Aterro do Jockey Club para o Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. *Cartografia Geotécnica e Geoambiental (Conhecimento do Meio Físico)*, vol. ISBN: 85-9, 2004. .

[86] SCHLIPF, D.; STEINGLEIN, M.; SCHNEIDER, G. *Thermal storage CSP technology – state of the art and market overview*. [*S. l.*: *s. n.*], 2014.

[87] SCHOTT SOLAR. *SCHOTT PTR ® 70 Receivers*. [*S. l.*: *s. n.*], 2013. Available at: www.schott.com/csp. Accessed on: 30 Mar. 2020.

[88] SIEMENS. *Interactive Gas Turbine Portfolio Brochure – web version (February 2019)*. [*S. l.*: *s. n.*], 2019.

[89] SIEMENS. *SST-200*. [*S. l.*: *s. n.*], 2017.

[90] SIGMA THERMAL. *Thermal Fluid System*. [*S. l.*: *s. n.*], 2019. Available at: www.sigmathermal.com. Accessed on: 9 Apr. 2020.

[91] SIQUEIRA, M.; FILHO, A. M. Hybrid Concentrating Solar-Landfill Gas power-generation concept for landfill energy recovery. *Applied Energy*. Submitted, 2021.

[92] SOLARPACES. California Looks for Long-Duration Renewable Energy Storage Contracts for 2026 - Solarpaces. 2020. *SolarPaces*. Available at: https://www.solarpaces.org/california-looks-for-long-duration-renewable-energy-storage-contracts-for-2026/. Accessed on: 22 Nov. 2020.

[93] SOLTIGUA SOLAR. *Solar Tracker - Decathlon - Soltigua* - PV trackers, Solar Tracker Manufacturers, parabolic trough and linear Fresnel collectors. 2020. Available at: http://www.soltigua.com/flt-introducion/. Accessed on: 6 Apr. 2020.

[94] STACKHOUSE, P. W.; ZHANG, T.; WESTBERG, D.; BARNETT, A. J.; BRISTOW, T.; MACPHERSON, B.; HOELL, J. M.; HAMILTON, B. A. POWER Release 8.0.1 (with GIS Applications) Methodology. *NASA Langley Research Center*, v. 1, 2018. .

[95] STEINMANN, W.-D. Thermal energy storage system for concentrating solar power (CSP) plants. *Concentrating Solar Power Technology: Principles, Developments and Applications*. Cambridge, UK: [*s. n.*], 2012. p. 362–394.

[96] SUN, W.; WANG, X.; DECAROLIS, J. F.; BARLAZ, M. A. Evaluation of optimal model parameters for prediction of methane generation from selected U.S. landfills. *Waste Management*, v. 91, p. 120–127, 15 May 2019. Available at: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.004.

[97] TORRESOL. Gemasolar | Torresol Energy. 2020. *Gemasolar*. Available at: https://torresolenergy.com/en/gemasolar/. Accessed on: 26 Dec. 2020.

[98] USBLS, *U. B. of L. and S. CPI Inflation Calculator*. [*s. d.*]. Available at: https://www.bls.gov/data/inflation_calculator.htm. Accessed on: 13 Jul. 2020.

[99] VANT-HULL, L. L. Central tower concentrating solar power (CSP). *In*: LOVEGROVE, Keith; STEIN, W. (eds.). *Concentrating Solar Power Technology: Principles, Developments and Applications*. First. Cambridge, UK: Woodhead Publishing, 2012. p. 240–281.

[100] VIGNOLA, F.; MICHALSKY, J.; STOFFEL, T. *Solar and infrared radiation measurements*. [*S. l.*]: CRC press, 2019.

[101] WILLUMSEN, H. C. *Energy recovery from landfill gas in Denmark and worldwide*. [*S. l.*: *s. n.*], 2001.

[102] REVE MAGAZINE. *World's Largest Linear Fresnel Solar Power Station Commences Operation*. 7 Oct. 2012. Available at: https://www.evwind.es/2012/10/07/worlds-largest-linear-fresnel-solar-power-station-commences-operation/24364. Accessed on: 27 Dec. 2020.

[103] WORLD BANK GROUP. *Global Solar Atlas*. 2020. Available at: https://globalsolaratlas.info/map?c=-15.114553,-54.404297,4&r=BRA. Accessed on: 31 Mar. 2020.

[104] WORLD BANK GROUP. *Handbook for the Preparation of The World Bank-ESMAP Energy Sector Management Assistance Programme*. [*S. l.*: *s. n.*], 2004.

CAPÍTULO 12

Potencial de Geração de Energia Solar Fotovoltaica em Lixões no Brasil

Ana Luísa Arduini Folster
Rafael Amaral Shayani

RESUMO

Este capítulo apresenta um estudo estimativo de potencial de geração solar fotovoltaica em lixões brasileiros. Primeiramente, foi estimada a quantidade de municípios que lançam seus resíduos em lixões ou aterros controlados no próprio município. Em seguida, foi determinada uma amostra representativa dos lixões e aterros, os quais tiveram suas áreas visualmente medidas com o auxílio do Google Earth, para que uma área média pudesse ser obtida. Determinaram-se, então, a potência e a energia que um sistema fotovoltaico, ocupando diversos percentuais da área média, seria capaz de fornecer com os valores de irradiância e latitude das capitais do Brasil. Os dados foram extrapolados para as Unidades da Federação e, por fim, para o país todo. Como resultados, foram estimados 1.803 lixões, com área média de 31.751 m^2. Com um aproveitamento de 25% de toda a área de lixões e aterros controlados no Brasil, ter-se-ia uma potência fotovoltaica instalada de 1,52 GW e geração de eletricidade de 2,12 TWh/ano.

1. INTRODUÇÃO

Para determinação do potencial de geração solar fotovoltaica em lixões no Brasil, é necessário conhecer a área disponível para instalação do sistema, calcular a potência fotovoltaica que poderia ser instalada e a energia gerada, a qual depende do recurso solar incidente no local da instalação. A inexistência de dados precisos sobre a área de cada lixão do país torna necessário o uso de meios estatísticos para estimar uma área média, para que possam ser realizados os cálculos energéticos.

No Brasil, existem pesquisas do potencial energético de RSU para geração de eletricidade [1], incluindo biogás e queima de resíduos. No entanto, não há nenhum dado ou estudo do potencial fotovoltaico em lixões ou aterros no Brasil. O presente capítulo visa suprir essa lacuna da literatura.

2. FATORES QUE INFLUENCIAM O PROJETO DE SISTEMAS FOTOVOLTAICOS

Base de todo o sistema, o efeito fotovoltaico consiste na transformação da radiação eletromagnética proveniente do Sol em energia elétrica, por meio da criação de uma diferença de potencial entre materiais semicondutores colocados juntos, formando uma célula. Os semicondutores são dopados, um positivamente e o outro negativamente, gerando uma zona de depleção, a qual os elétrons são capazes de atravessar quando são excitados pela energia oriunda do Sol. Se houver um caminho elétrico ligando dois eletrodos colocados um em cada semicondutor, surgirá uma corrente elétrica. O semicondutor em questão pode ser de diversos materiais, sendo geralmente de silício.

Os módulos, placas ou painéis fotovoltaicos são formados por várias células fotovoltaicas ligadas em série. Estes, por sua vez, podem ser conectados a outros em série ou em paralelo para se conseguir a corrente e a tensão desejadas para a usina projetada. Cada módulo tem corrente, tensão e potência especificados pelo fabricante e, assim como qualquer componente eletrônico, quando colocados em série, somam-se às tensões e, em paralelo, somam-se às correntes [2].

Em suas fichas técnicas, são encontrados os valores de corrente de curto-circuito I_{cc}, tensão de circuito aberto V_{oc}, potência de pico P_{mp}, corrente de máxima potência I_{mp} e tensão de máxima potência V_{mp}. As curvas IV e PV dos módulos, presentes na Figura 1, descrevem a correlação entre esses valores. Grande parte dos inversores – equipamento utilizado para transformação de corrente contínua CC gerada pelos painéis fotovoltaicos em corrente alternada CA compatível com a rede elétrica – possuem um controlador integrado responsável por maximizar a potência gerada pela usina pelo controle da tensão e da corrente de saída, mantendo-os sempre próximos de V_{mp} e I_{mp}. Esse controlador é chamado de rastreador de máxima potência – MPPT.

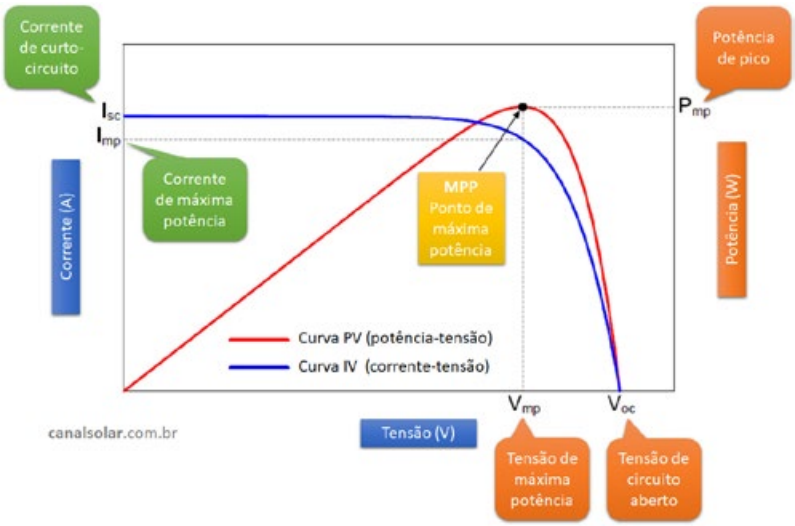


Figura 1. Curvas IV e PV dos módulos fotovoltaicos [3]

2.1 Radiação Solar

A radiação solar é a fonte primária da geração fotovoltaica. A radiação global é a soma das radiações direta e difusa. A primeira se refere ao conjunto de raios solares paralelos que atingem a superfície terrestre com diferentes inclinações dependendo da localidade, e a segunda se refere aos raios solares que chegam indiretamente devido a difrações e reflexões sofridas na atmosfera.

A radiação é descrita por duas grandezas: irradiância e irradiação. A irradiância solar, expressa em W/m^2, é a grandeza que descreve a potência recebida por metro quadrado de superfície plana. A irradiação, expressa em Wh/m^2, manifesta a quantidade de energia solar incidente sobre determinada área de superfície plana ao longo de determinado intervalo de tempo [2].

Existem diversos bancos de dados com valores médios das irradiações de todo o planeta. No Brasil, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE lançou o Atlas Brasileiro de Energia Solar [4] o qual descreve todo o processo e os resultados dos trabalhos para obtenção de mapas solarimétricos, como o mostrado na Figura 2. Outro banco de dados é o do Centro de Referência para Energia Solar e Eólica Sérgio Brito – CRESESB [5], plataforma digital que oferece os dados de irradiação triangulados de estações meteorológicas espalhadas pelo país para qualquer localização brasileira cujas coordenadas geográficas sejam inseridas.

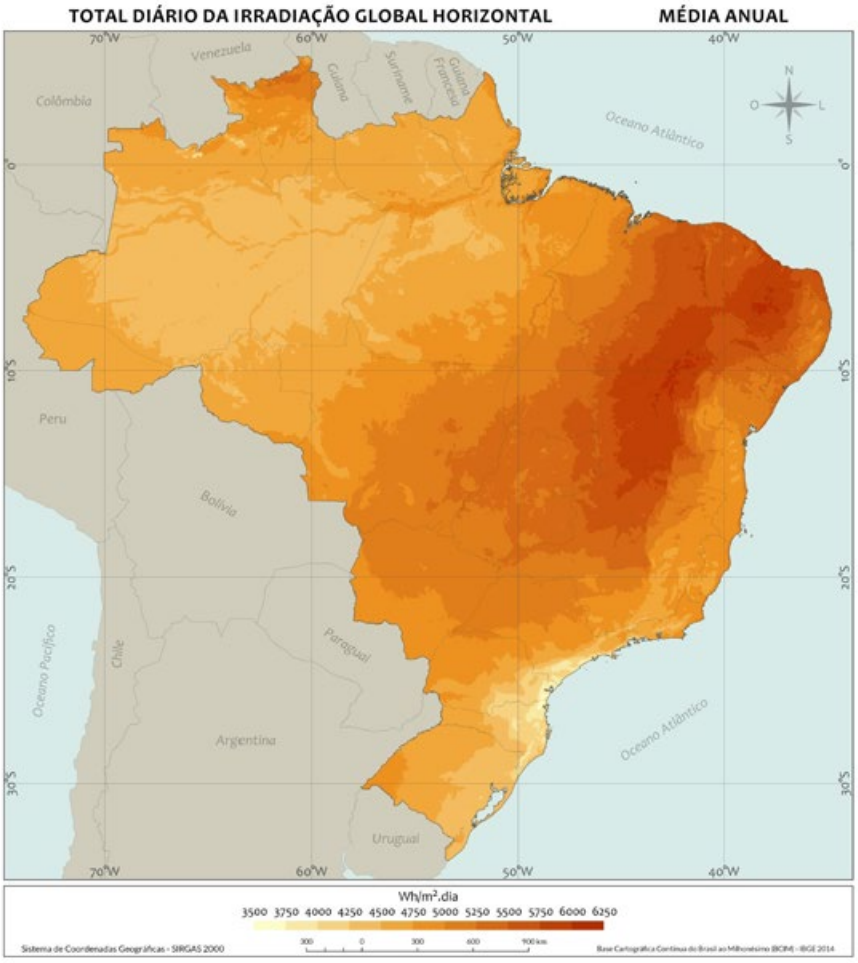


Figura 2. Média anual da irradiação global [4]

2.2 Ângulo Azimutal

Ângulo azimutal é o ângulo horizontal entre a posição do Sol e o norte geográfico, para observadores no hemisfério sul, ou entre a posição do Sol e o sul geográfico, para observadores no hemisfério norte. O momento em que esse ângulo é nulo corresponde à metade da jornada solar, não necessariamente meio-dia do relógio. Considerando essa variação, a posição de instalação dos painéis, quando não se têm rastreadores solares, deve ser tal que esteja ao máximo voltada para o Sol.

Se um módulo for instalado para o leste, os raios solares do período da manhã serão bem aproveitados, mas, no período da tarde, serão desperdiçados por incidirem na parte de trás do módulo. Da mesma forma, um módulo voltado para oeste maximizará o aproveitamento no período da tarde e terá baixo ou nenhum rendimento pela manhã. Uma solução é apontar para o norte geográfico, no caso do hemisfério sul, de modo que aproveitará principalmente a parte central do dia, mas sem desprezar o período da manhã ou da tarde. Essa posição corresponde ao ângulo azimutal nulo [2].

2.3 Ângulo de Inclinação

É importante observar a melhor inclinação dos módulos a fim de maximizar a geração. O melhor aproveitamento da energia solar ocorre quando os raios incidem perpendicularmente à superfície do painel fotovoltaico. Um módulo de área A_m com inclinação α tem, para fins de incidência solar vertical, uma área útil de $A_m * \cos(\alpha)$ que é maximizada quando $\alpha = 0°$. No entanto, devido ao formato da Terra, os raios solares incidem com diferentes angulações em cada latitude, fazendo com que o valor ideal de α varie em cada localidade.

2.4 Altura Solar

A altura solar é o ângulo vertical entre a trajetória do Sol e o plano horizontal que o observador se encontra. Nos meses de verão, o Sol percorre uma trajetória mais alta, incidindo mais perpendicularmente sobre a superfície terrestre. Já no inverno, o Sol percorre uma trajetória mais próxima à linha do horizonte. Isso decorre em consequência da inclinação do eixo de rotação da Terra e, por isso, ocorre a incidência perpendicular dos raios solares sobre o Trópico de Capricórnio no Solstício de Verão e sobre o Trópico de Câncer no Solstício de Inverno do hemisfério sul.

No caso de painéis fotovoltaicos instalados sobre uma estrutura fixa, não se pode alterar a inclinação ao longo do ano, de modo que é necessário que se faça uma avaliação da melhor inclinação para o local. Usualmente se opta por uma inclinação média que atenda razoavelmente a todos os meses do ano.

2.5 Sombreamento

Outra questão que influencia no posicionamento dos módulos fotovoltaicos é a questão do sombreamento. A corrente gerada por cada célula fotovoltaica é diretamente proporcional à irradiação solar incidente sobre ela, isto é, se houver pouca ou nenhuma incidência, a corrente tornar-se-á pequena ou nula.

Como dentro de um módulo as células são ligadas em série, o sombreamento em uma delas compromete todo o conjunto. Para minimizar esse efeito, são acrescidos diodos de *bypass* (ou de passagem) ligados em paralelo com as células, que se polarizam e curto-circuitam as células sombreadas quando a corrente gerada cai abaixo de um valor definido como geração padrão. Por questões econômicas, não é instalado um diodo para cada célula, mas alguns diodos por módulo já são capazes de contornar satisfatoriamente as perdas geradas por sombreamento.

Na tentativa de evitar sombreamentos, as usinas fotovoltaicas devem preferencialmente estar distantes de árvores ou edifícios mais altos e ter espaçamento entre as fileiras de módulos, de modo a não comprometer a geração ao longo do dia. Esse espaçamento pode ser calculado tanto a partir de uma fórmula fixa, relacionada à inclinação, quanto a partir de um estudo mais refinado da relação inclinação-sombreamento-distanciamento que maximize a geração na área da usina. O distanciamento d pode ser calculado pela Equação 1, em que L_x é o comprimento do módulo e α é o ângulo de inclinação do módulo [2].

$$d = 3{,}5 * L_x * sen\ \alpha \quad (1)$$

2.6 Eficiência e Perdas

A eficiência fornecida pelo fabricante na condição padrão usada pela indústria – STC: 1.000 W/m², AM 1.5 e temperatura de célula 25°C – é dada pela Equação 2, em que η_m é a eficiência do módulo, P_{mp} é a potência de pico do módulo em W e A_m é a área do módulo em m². O número 1.000 representa a irradiância padrão.

$$\eta_m = \frac{P_{mp}}{A_m * 1000} \quad (2)$$

Esse indicador, entretanto, não representa a eficiência total da instalação. Temperatura, poeira, resistência elétrica interna das instalações, inversor e degradação do módulo com o tempo são alguns fatores que influenciam na eficiência final.

A temperatura é um ponto de grande influência na geração do módulo. Inversamente proporcional à tensão e sem influência considerável na corrente, quanto maior a temperatura, menor é a potência fornecida. A temperatura em questão é a da placa, que sofre influência da temperatura ambiente, bem como da forma de instalação, a qual afeta o fluxo de ar que passa por ela. Cada fabricante fornece a perda de seu painel em relação à temperatura.

A poeira se deposita sobre os módulos formando uma barreira à passagem dos raios solares, reduzindo, assim, a capacidade de geração. A NREL [6] sugere um valor médio de 5% de perda por deposição de poeira. Dejetos de pássaros também são contados nessa categoria. O valor real de cada usina dependerá das condições climáticas do local, bem como da frequência dos cuidados dedicados à limpeza dos módulos.

Perdas ôhmicas estão presentes tanto no lado CA quanto no lado CC da instalação. Isso ocorre devido à resistência existente intrinsecamente em todo meio que a energia percorre, inclusive nos condutores elétricos. A NREL [6] sugere o valor de 2% como perda típica para o cabeamento do lado CC e 1% para o lado CA. Neste projeto, foi considerado apenas o lado CC, isto é, dos módulos até o inversor.

Com o tempo, o módulo fotovoltaico vai perdendo eficiência devido a desgastes causados por expansão e contração térmica, luz ultravioleta, danos causados por partículas sopradas pelo vento além da descoloração das camadas sobre as células, o que reduz a luz disponível. A degradação de cada módulo é fornecida pelo fabricante em perda percentual por ano [7].

A degradação induzida pela luz (LID) se refere à degradação sofrida naturalmente pelo módulo nos primeiros dias de exposição à luz solar. Essa é uma das perdas sofridas pelo módulo logo no início de seu uso. Os fabricantes fazem indicação da eficiência da instalação no primeiro ano e da perda sofrida por ano subsequente.

Cada inversor tem sua própria eficiência, que deve ser considerada na determinação da geração da usina. Essa eficiência se refere à capacidade de converter corrente contínua em alternada e depende da efetividade do MPPT, da qualidade dos componentes, da lógica de controle, entre outros. Esse valor também é sugerido pela NREL [6] como representando uma perda de 4%.

2.7 Potência e Energia

Potência corresponde à capacidade de realização de trabalho em um determinado instante. Nas fichas técnicas dos módulos fotovoltaicos, vem descrita a potência que estes são capazes de gerar em determinadas condições considerando suas eficiências.

Energia, por sua vez, se refere à potência gerada em um determinado período de tempo e pode ser descrita essencialmente pela Equação 3, sendo E a energia, P a potência e t_1 e t_2 o início e o fim do período de interesse, respectivamente.

$$E = \int_{t1}^{t2} P(t)dt \tag{3}$$

A potência instalada de uma usina fotovoltaica P_u pode ser calculada simplificadamente pelo produto da potência máxima de cada módulo P_{mp} (supondo que o inversor possui MPPT) pelo número de módulos N_m, conforme Equação 4.

$$P_u = P_{mp} * N_m \tag{4}$$

A energia, por sua vez, pode ser calculada pela Equação 5 em que $E_{m/dia}$ é a energia produzida por um módulo diariamente [Wh/dia], Es é a irradiação diária [Wh/m^2.dia], A_m é a área do módulo [m^2] e η_m é a eficiência do módulo.

$$Em_{/dia} = E_s * A_m * \eta_m \tag{5}$$

3. MÉTODO DESENVOLVIDO PARA ESTIMAR O POTENCIAL FOTOVOLTAICO

Para estimar o potencial fotovoltaico em lixões brasileiros, foi desenvolvido um método cujo fluxograma está ilustrado nas Figuras 3 e 4, contemplando as etapas de obtenção e processamento dos dados [8]. O esquemático foi subdividido em duas etapas, de modo que na primeira parte são descritos os procedimentos diretamente relacionados aos lixões, como obtenção das quantidades e áreas, e na segunda parte são descritos os procedimentos relacionados às usinas fotovoltaicas, como dimensionamento e cálculos de potência e energia.

Os fluxogramas são interligados pelos dados de quantidade de lixões existentes e área média destes, representados respectivamente pelos círculos de conteúdo "n" e "A". As entradas do projeto, isto é, dados existentes que não precisam ser calculados, são o número de municípios que despejam seu lixo em lixões e os que despejam dentro do próprio município, as coordenadas geográficas e dados de irradiação das capitais, os dados do módulo fotovoltaico utilizado na simulação e os valores de perdas consideradas nas usinas fotovoltaicas. Como resultados, têm-se a quantidade e a área média dos lixões existentes no país (parte 1), bem como os valores de potência e energia passíveis de serem gerados com a implementação de sistemas fotovoltaicos nos lixões existentes (parte 2).

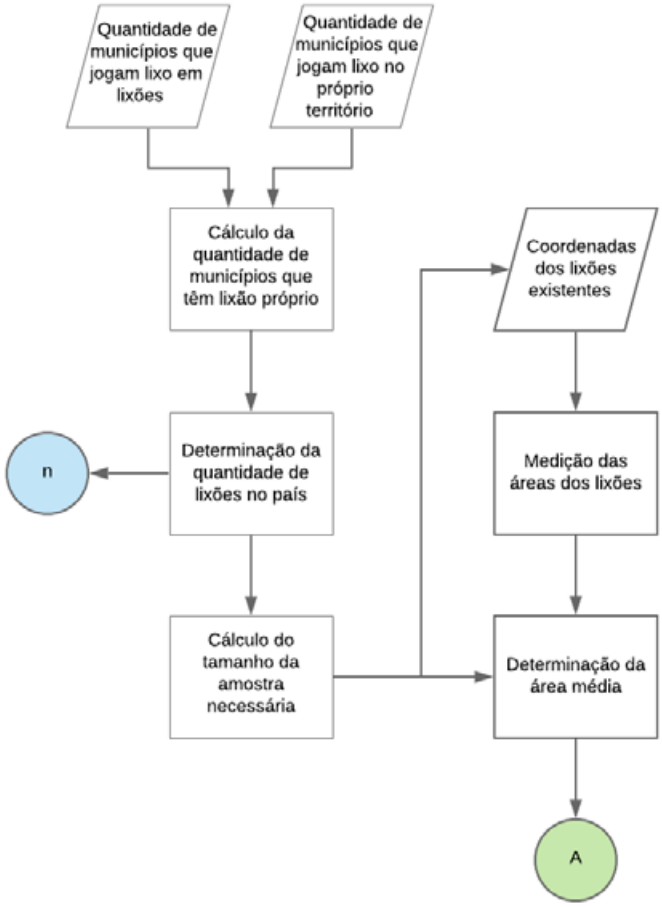


Figura 3. Fluxograma – Parte 1 [8]

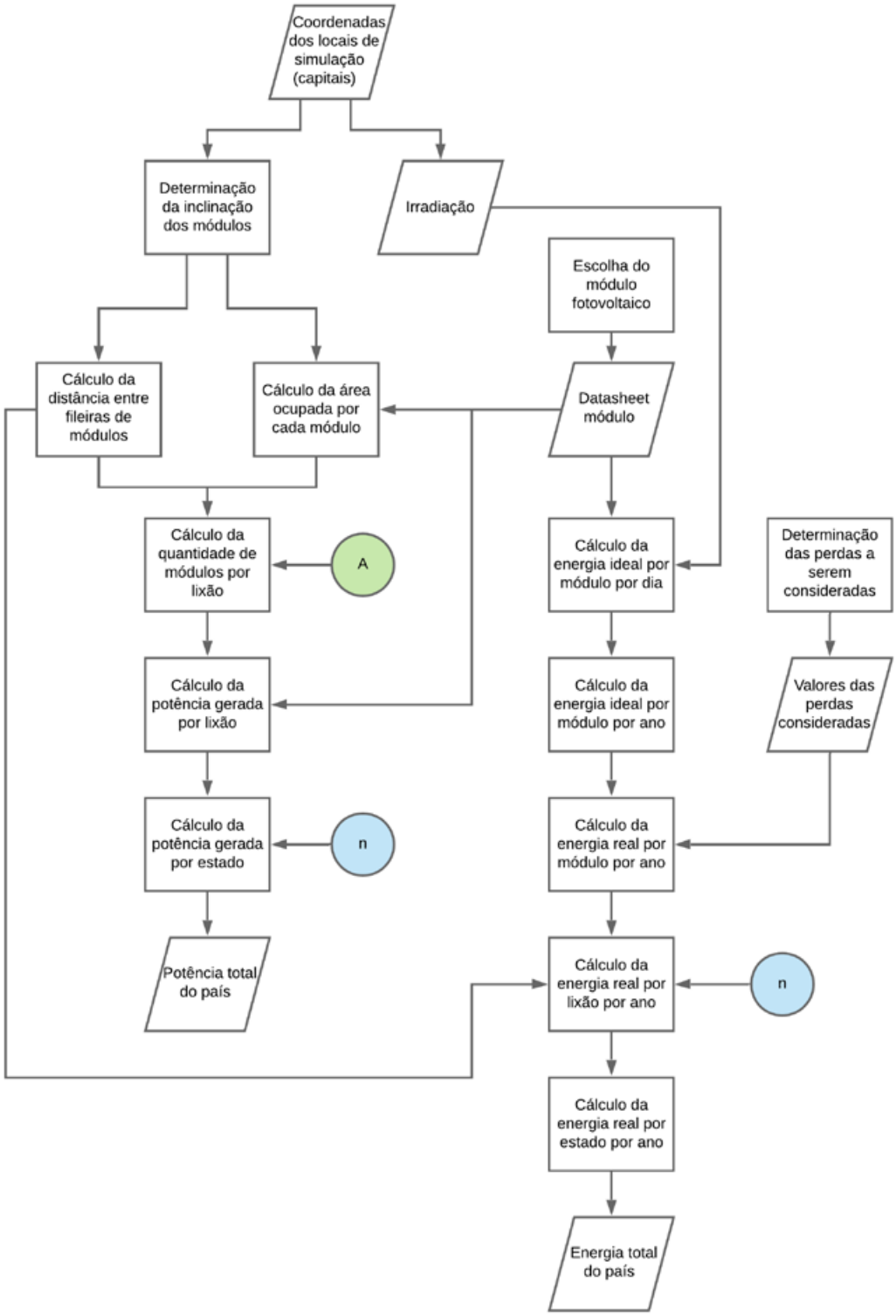


Figura 4. Fluxograma – Parte 2 [8]

3.1 Parte 1 - Lixões

3.1.1 Determinação da quantidade de lixões

O Observatório dos Lixões - OdL [9], plataforma interativa da Confederação Nacional dos Municípios - CNM, exibe dados ligados a lixões e aterros em todos os municípios do Brasil. Dentre os mapas existentes, dois são de interesse para essa pesquisa: "Tipo de Disposição do Lixo" e "Destinação Final do Lixo". No primeiro, os municípios são divididos entre os que lançam seus resíduos em aterros sanitários, em lixões/aterros controlados e aqueles dos quais não se tem informação. No segundo, os municípios são categorizados entre os que despejam seu lixo no próprio município, os que despejam em outro município e aqueles dos quais não se tem informação.

Foi avaliado, primeiramente, o percentual de municípios por Unidade da Federação - UF que despejam o lixo em seu próprio município, o que significa que possuem aterro ou lixão próprio, supondo que os que despejam em outros municípios o fazem por não possuírem local próprio dentro de seu território. Foram desprezados os municípios dos quais não se tem informação a esse respeito. Estatisticamente, assumiu-se que se mantém a mesma proporção também neste grupo.

A Equação 6 descreve os cálculos realizados para obter tal proporção P_{prop} em cada UF, sendo N_{prop} o número de municípios que despejam lixo em seu próprio município e N_{outr} o que o fazem em outro município.

$$P_{prop} = \frac{N_{prop}}{N_{prop} + N_{outr}} \tag{6}$$

No caso do tipo de disposição do lixo, a incerteza relacionada ao grupo denominado "Não Informado" fez com que fossem excluídos da contagem, e os municípios contabilizados como possuindo lixão/aterro controlado fossem apenas os devidamente identificados.

Assim, pode-se estimar a quantidade de lixões/aterros controlados em cada UF por meio da Equação 7, em que N_{mun} é a quantidade de municípios que despejam seu lixo em lixões/aterros controlados e N_{lix} é o número de lixões.

$$N_{lix} = N_{mun} * P_{prop} \tag{7}$$

3.1.2 Determinação do tamanho da amostra estatística

O total de lixões/aterros controlados estimados no Brasil, entretanto, é uma quantidade muito grande, inviabilizando, dentro do escopo desta pesquisa, o trabalho de medição de cada um deles. É necessária, portanto, a determinação de uma amostra representativa da população e, para isso, supõe-se que as áreas dos lixões e aterros controlados seguem a distribuição de probabilidade normal.

A função normal, como ilustrada na Figura 5, tem área total sob a curva de 1 em que todos os pontos do eixo têm probabilidade maior que 0, sendo a média μ o ponto com maior probabilidade e a forma de dispersão da curva dada em função do desvio padrão σ. Para obtenção de uma amostra, pode-se delimitar um percentual τ da curva a ser analisada, e a esta faixa é dado o nome de intervalo de confiança.

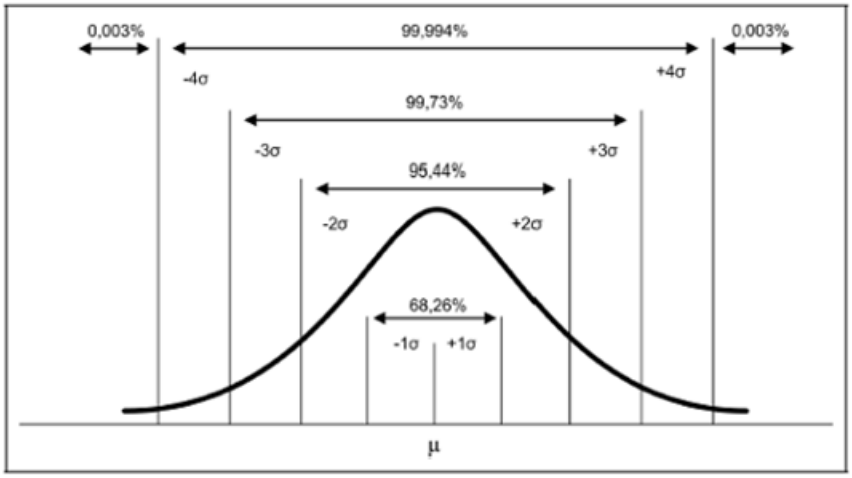


Figura 5. Curva normal de distribuição de probabilidade [10]

Uma forma de análise deste modelo é a padronização da curva definindo $\mu = 0$ e $\sigma = 1$. Para tanto, é necessária alteração da variável x para z conforme a Equação 8. A região em que se encontram τ% das amostras é dada em função do valor crítico Z_c tal que $P(0 \leq z \leq Z_c) = \tau/2$.

$$z = \frac{x - \mu}{\sigma} \tag{8}$$

Definido um intervalo de confiança τ, o erro máximo admitido ε, tal que $\bar{x} - \varepsilon < \mu < \bar{x} + \varepsilon$, pode ser definido conforme descrito pela Equação 9, sendo n o tamanho da amostra.

$$\epsilon = Z_c * \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \tag{9}$$

Na Equação 9, no entanto, admite-se uma população infinita. Para uma população finita, é necessária uma adequação em ε com um fator de correção para população finita N, como descrito na Equação 10.

$$\epsilon = Z_c * \frac{\sigma}{\sqrt{n}} * \sqrt{\frac{N - n}{N - 1}} \tag{10}$$

Como, a princípio, σ é desconhecido, pode-se substituí-lo por $\sigma = \sqrt{p * (1-p)}$, em que p é a proporção esperada que, sendo desconhecida, é assumida como p = 0,5. Assim, o tamanho da amostra necessária é dada pela Equação 11 [11].

$$n = \frac{N * Z_c^2 * p(1-p)}{(N-1) * \epsilon^2 + Z_c^2 * p(1-p)} \tag{11}$$

Foi definido um nível de confiança de 95% (Z_c = 1,96), erro máximo admitido de 5% e proporção esperada p de 50%, visto que não se tem informação prévia sobre o valor que se espera encontrar.

3.1.3 Determinação da área média

Pela inviabilidade de localização dos lixões a partir apenas das imagens de satélite que se tem do país, foi realizada uma busca por banco de dados que contivesse informações a respeito da posição de cada um deles. Em 2017, o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS fez uma publicação de Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos [12] em cuja planilha de Cadastro Nacional de Unidades se encontram as coordenadas geográficas de alguns lixões e aterros controlados no país. Contudo, algumas informações presentes neste arquivo divergem das informações encontradas no OdL. Em vista disso, foram filtrados apenas os municípios que, em ambas as fontes, constassem como possuidores de lixão ou aterro controlado.

Com as coordenadas e o auxílio da ferramenta de medição do Google Earth, foram medidas as áreas dos aterros e lixões até que se obtivesse a quantidade definida como amostra.

Para obtenção de valores representativos da amostra, utiliza-se: moda (valor apresentado com maior frequência na amostra), mediana (valor que apresenta posição central dos dados dispostos em ordem crescente) e média (razão entre a soma dos dados x e a quantidade destes n, Equação 12). O valor médio foi usado nos cálculos de dimensionamento das usinas fotovoltaicas.

$$\mu = \sum_{i=1}^{n} \frac{x_i}{n} \tag{12}$$

Todavia, amostras com dispersões bastante distintas podem ter as mesmas medidas centrais, o que demanda técnicas capazes de captar essa variabilidade. A soma dos desvios dos valores em relação à média amostral $x_i - \bar{x}$ não gera bons resultados porque são somados valores positivos e negativos que se anulam. Portanto, surgem como soluções a média do módulo dos desvios chamado desvio médio dm(x), Equação 13, e do quadrado dos desvios, variância var(x), Equação 14. Como a dimensão da variância é igual ao quadrado da dimensão dos dados, define-se como desvio padrão σ a raiz quadrada positiva da variância, Equação 15.

$$dm(x) = \sum_{i=1}^{n} \frac{|x_i - \bar{x}|}{n} \tag{13}$$

$$var(x) = \sum_{i=1}^{n} \frac{(x_i - \bar{x})^2}{n} \tag{14}$$

$$\sigma(x) = \sqrt{var(x)} \tag{15}$$

Lixões e aterros podem ser formados em níveis ou não ter nenhum formato específico definido. A área útil considerada viável para a instalação dos módulos fotovoltaicos é apenas o plano formado pelo nível mais elevado, visto que nos demais níveis há sombreamento devido aos taludes. Portanto, a área média calculada, que corresponde a 100% do terreno, não representa a área útil nos terrenos de lixões espalhados pelo país, sendo necessário aplicar fatores de redução para melhor estimar a área de instalação dos sistemas fotovoltaicos.

3.2 Parte 2 - Sistema Fotovoltaico

3.2.1 Determinação do módulo e das perdas

Analisado o terreno, o passo seguinte é definir questões básicas do sistema fotovoltaico, tais como o módulo a ser utilizado e as perdas a serem consideradas.

Para tanto, são necessárias certas considerações:

- dada a improbabilidade de utilização de 100% da área dos lixões e aterros, os valores calculados e apresentados correspondem a 50% da área média, seguidos por gráficos de sensibilidade de 0% a 100% de aproveitamento do terreno para a potência e a energia fornecidas;
- como o objetivo deste trabalho se restringe à potência e à energia que as usinas são capazes de fornecer, é trabalhado apenas o lado CC da instalação. Dessa forma, transformadores e linhas de transmissão não são abordados;
- o inversor, que divide a instalação em CC e CA, não foi diretamente abordado, mas sua eficiência foi considerada nos cálculos como 96%, conforme as definições da NREL [6]; e
- as perdas relacionadas à poeira e resistência elétrica do cabeamento foram consideradas como relevantes aos cálculos deste trabalho e definidas como 5% e 2%, respectivamente, conforme definições da NREL [6].

Um módulo fotovoltaico típico de 335 W foi escolhido para a simulação, cujas características de interesse são descritas na Tabela 1.

Tabela 1. Especificações do módulo fotovoltaico escolhido sob condições STC

Dimensões	1.960 x 992 x 35 mm
P_{mp}	335 W
η_m	17,23%

A Declaração de Garantia do fabricante informa que, para módulos de silício policristalino, durante o primeiro ano, uma potência de saída não menor que 97,5% da potência tabelada é garantida; do 2° ao 25° ano, a declinação de potência não será maior que 0,7% ao ano; e, ao final do 25° ano, a potência de saída não será menor que 80,7% da tabelada. Foi utilizado, então, o valor de perda de 10,27%, referente à média dos 25 primeiros anos.

A ficha técnica do módulo fornece um dado de perda em relação à temperatura de 0,4%/°C. A eficiência do módulo de 17,23% refere-se à condição de 25°C como temperatura de placa. No Brasil, as temperaturas, bem como o vento, variam bastante, fatores estes que interferem na temperatura de placa, mas é certo que esta normalmente será maior que aquela. Considerando que a temperatura de placa seja em média 35°C, tem-se uma perda de 4%.

3.2.2 Informações dos locais de simulação

Baseado na extensão territorial, é certo que uma única simulação não é capaz de fornecer uma estimativa razoável do potencial de geração fotovoltaica no país pela incapacidade de englobar a diversidade de irradiâncias existentes. Em vista disso, optou-se por realizar simulações nas capitais, fornecendo dados que foram tratados como representativos das UFs. Essa consideração, ainda que simplificada, resulta em dados satisfatoriamente mais precisos do que uma única simulação.

Para determinação das irradiâncias locais, se utilizou o serviço SunData do site CRESESB. Baseado no banco de dados *Valores Medios de Irradiacion Solar Sobre Suelo Horizontal do Centro de Estudos de la Energia Solar* – CENSOLAR que contém valores de irradiação solar diária média mensal no plano horizontal para cerca de 350 pontos no Brasil e em países limítrofes. O SunData destina-se ao cálculo da irradiação solar diária média mensal no plano inclinado em qualquer ponto do território nacional.

A partir das coordenadas geográficas das capitais [13] inseridas no site CRESESB [5], obtêm-se as irradiações no plano horizontal (0°), no plano com ângulo igual à latitude e no plano com maior média anual. Considerando essa última ferramenta do site, foram escolhidas as inclinações mais eficientes para os módulos e os valores de irradiação correspondentes.

3.2.3 Distribuição dos módulos na área disponível

Foi assumida que a área calculada para instalação do sistema fotovoltaico tem formato quadrado com um dos lados voltados para direção de ângulo azimutal nulo, fornecendo um equilíbrio razoável entre quantidade de módulos enfileirados e número de fileiras. Em um contexto real de implementação, a capacidade de acomodação de módulos é dada pela geometria do terreno, podendo-se ter fileiras de tamanhos diferentes, situação que não é considerada neste trabalho, mas que pode ser facilmente adaptada.

A Figura 6 referencia algumas das variáveis que são utilizadas nos cálculos. L_x e L_y são as dimensões dos módulos fornecidas pelo fabricante. Os valores de x e z são dados pelas Equações 16 e 17, sendo α a inclinação do módulo.

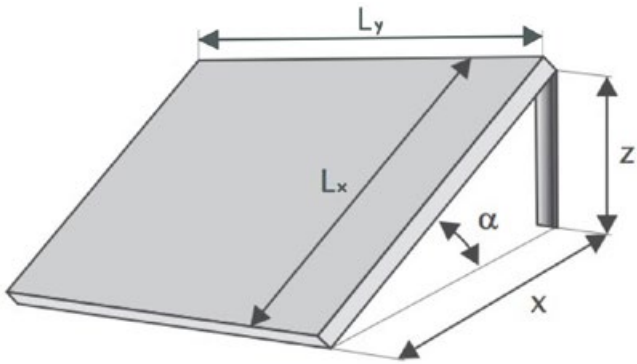


Figura 6. Módulo fotovoltaico e variáveis de referência. Adaptado. [2]

$$x = L_x * \cos\alpha \tag{16}$$

$$z = L_x * \text{sen}\,\alpha \tag{17}$$

O número de módulos por fileira N_y é dado pela Equação 18, considerando um espaçamento entre eles de 2% de L_y para instalação de suporte e para permitir dilatação térmica. L_{lix} é o comprimento do lado do quadrado representativo do lixão, isto é, $L_{lix} = \sqrt{A_{lix}}$.

$$N_y = \frac{L_{lix} + 0{,}02 * L_y}{1{,}02 * L_y} \tag{18}$$

O número de fileiras N_x é dado pela Equação 19, com d sendo o distanciamento entre elas e calculado segundo a Equação 1. Foi considerado que, para um total de n fileiras de módulos, há n-1 corredores entre elas.

$$N_x = \frac{L_{lix} + d}{x + d} \tag{19}$$

O total de módulos no espaço disponível N_m é dado pela Equação 20.

$$N_m = N_x * N_y \tag{20}$$

3.2.4 Cálculos de potência e energia

A potência gerada por cada lixão P_{lix} pode ser calculada pela Equação 4. Multiplicando esse valor pela quantidade de lixões em cada Unidade da Federação N_{lix}, como na Equação 21, pode-se obter a potência de cada UF, cuja soma, Equação 22, fornece a potência no país.

$$P_{UF} = N_{lix} * P_{lix} \tag{21}$$

$$P_{BR} = \sum_{i=1}^{27} P_{UF_i} \tag{22}$$

A energia idealmente gerada por módulo por dia $E_{m/dia}$ é dada pela Equação 5. Se multiplicada por 365, resulta na energia por módulo em um ano, Equação 23. A energia efetivamente gerada por cada módulo, Equação 24, leva em consideração as perdas determinadas na Seção 3.2.1, pelo produto entre elas, conforme a Equação 25.

$$Em_{/ano} = 365 * Em_{/dia} \tag{23}$$

$$Em_{real/ano} = Em_{/ano} * \eta_{perdas} \tag{24}$$

$$\eta_{perdas} = \prod_{i=1}^{N} \eta_{perdas_i} \tag{25}$$

Da mesma forma com que é calculada a potência, a energia real gerada por lixão, por UF e no país são dadas, respectivamente, pelas Equações 26, 27 e 28.

$$Elix_{real/ano} = N_m * Em_{real/ano} \tag{26}$$

$$E_{UF_{real/ano}} = N_{lix} * Elix_{real/ano} \tag{27}$$

$$E_{BR_{real/ano}} = \sum_{i=1}^{27} E_{UF_{real/ano}} i \tag{28}$$

4. RESULTADOS OBTIDOS

4.1 Quantidade de Lixões

Primeiramente, com o número de municípios que despejam seus resíduos em seu território N_{prop} e os que o fazem em outro município N_{outr}, obtidos pelo mapa Destinação Final do Lixo do Observatório dos Lixões, obteve-se a proporção P_{prop}. Com o número de municípios com lixões/aterros controlados N_{mun} e a proporção P_{prop}, foi possível calcular, então, o número de lixões/aterros controlados N_{lix} em cada UF, supondo que há apenas um em cada município, conforme exposto na Tabela 2. Os dados completos do Observatório dos Lixões se encontram no Apêndice A.1. O Aterro Controlado do Jockey, de Brasília - DF, não foi considerado por ser um caso à parte, com área muito superior às demais. Ele será tratado à parte.

Tabela 2. Estimativa do número de lixões no Brasil

	N_{prop}	N_{outr}	P_{prop}	N_{mun}	N_{lix}
AC	16	1	94,10%	15	14,1
AL	41	21	66,10%	35	23,1
AM	19	0	100,00%	17	17
AP	5	0	100,00%	3	3
BA	319	29	91,70%	286	262,2
CE	116	15	88,50%	104	92,1
DF	–	–	–	–	–
ES	21	53	28,40%	23	6,5
GO	220	21	91,30%	186	169,8
MA	56	4	93,30%	51	47,6
MG	622	202	75,50%	497	375,2
MS	54	23	70,10%	46	32,3
MT	107	29	78,70%	94	74
PA	56	1	98,20%	44	43,2
PB	124	37	77,00%	112	86,3
PE	98	44	69,00%	87	60
PI	114	7	94,20%	90	84,8
PR	233	165	58,50%	119	69,7
RJ	30	57	34,50%	17	5,9
RN	104	23	81,90%	95	77,8
RO	18	31	36,70%	19	7
RR	7	1	87,50%	6	5,3
RS	57	436	11,60%	98	11,3
SC	44	246	15,20%	46	7
SE	37	18	67,30%	38	25,6
SP	378	262	59,10%	165	97,5
TO	131	5	96,30%	109	105
Total	**3.027**	**1.731**	–	**2.402**	**1.803**

Com a estimativa de 1.803 lixões no país, calculou-se, com um nível de certeza de 95% e erro máximo admitido de 5%, um total de 317 áreas necessárias para se obter uma amostra significativa.

4.2 Área dos Lixões

4.2.1 Medição

As medições das áreas dos lixões e aterros controlados foram feitas com o auxílio do Google Earth. Pela inserção das coordenadas geográficas do local, o programa localiza o ponto definido e, com a ferramenta de medição, se marca o perímetro desejado e o programa fornece a área correspondente ao polígono delimitado.

A Figura 7 ilustra a medição da área do lixão de Barra da Estiva - BA. À esquerda está destacado o ícone da ferramenta de medição, e à direita se observam os valores do perímetro [m] e da área [m^2] do polígono marcado calculados pelo programa.

Figura 7. Medição de área de um lixão

As áreas de todos os lixões e aterros controlados medidos estão descritas no Apêndice A.2. Cabe esclarecer que áreas de vegetação significativas existentes em lixões e aterros foram excluídas da medição.

4.2.2 Área média

Os valores representativos da amostra estão na Tabela 3.

Tabela 3. Dados representativos das amostras dos lixões

Quantidade	317
Moda	–
Mediana	23.922 m^2
Média	31.751 m^2
Desvio médio	21.741 m^2
Variância	1.148.610.427 m^4
Desvio padrão	33.891 m^2
Valor máximo	340.160 m^2
Valor mínimo	1.084 m^2
Soma	10.064.952 m^2

Observa-se que não existe moda para essa amostra, visto que não há nenhum valor que se repita. A ampla dispersão dos dados, descrita pelo desvio padrão, era esperada ao se considerar a extensão do território brasileiro e a diversidade de municípios existentes.

Pelos valores mínimo e máximo, constata-se uma grande variedade de tamanhos de lixões/aterros controlados pelo país. Cabe, no entanto, citar que a área do maior lixão considerado (Teresina-PI, 340.160 m^2) destoa dos demais valores obtidos, sendo que o segundo maior (Patos-PB, 173.048 m^2) tem praticamente metade da área dele. Mesmo assim, não foi retirado da amostra, uma vez que sua inclusão provoca uma alteração de menos de 3% no valor da média obtida. O único local retirado da amostra, por ser um ponto fora da curva que distorceria a média, foi o Aterro Controlado do Jockey, de Brasília - DF, o qual possui área de aproximadamente 1.800.000 m^2, muito superior às demais.

Para uma melhor visualização das amostras, foi feito um histograma, Figura 8, no qual as áreas são subdivididas em faixas e é apresentada a frequência com que aparecem os valores daquele grupo.

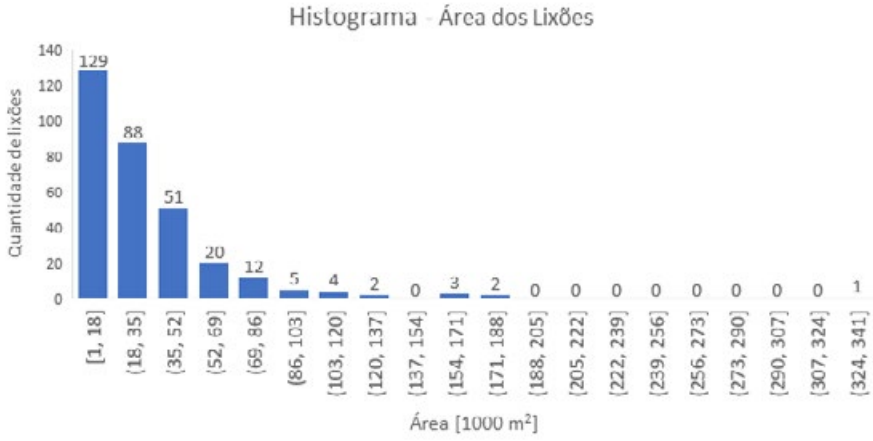


Figura 8. Histograma de frequência de área

4.2.3 Área efetiva

Como discutido anteriormente, dificilmente será possível aproveitar 100% do terreno, portanto, para uma análise mais detalhada, foram feitas análises de diversos percentuais de aproveitamento da área. Supondo que o lixão/aterro controlado tenha área quadrada, foi incluída na Tabela 4 uma coluna com o comprimento de cada lado, valor usado no cálculo da quantidade de módulos possíveis de serem alocados.

Tabela 4. Percentual de ocupação da área média

Ocupação	Área (A_{lix}) [m^2]	Lado do quadrado (L_{lix}) [m]
10%	3.175,06	56,35
20%	6.350,13	79,69
30%	9.525,19	97,60
40%	12.700,26	112,70
50%	15.875,32	126,00
60%	19.050,38	138,02
70%	22.225,45	149,08
80%	25.400,51	159,38
90%	28.575,57	169,04
100%	31.750,64	178,19

4.3 Dimensionamento do Sistema Fotovoltaico

A partir das coordenadas das capitais, definidas como locais de simulação, foram encontrados no site do CRESESB dados de irradiação para ângulo nulo, ângulo igual à latitude e ângulo com maior irradiação. Esse último conjunto, por fornecer os valores mais eficientes, foi o escolhido para ser aplicado nos cálculos deste projeto. A Tabela 5 mostra as coordenadas, o ângulo, a irradiação e a variação mensal de cada localidade. Os dados completos das capitais se encontram no Apêndice A.3.

A média de irradiação entre as Unidades da Federação é de 5,08 kWh/m^2.dia, isto é, 1.853,79 kWh/m^2.ano.

Tabela 5. Irradiação solar diária média anual [kWh/m^2.dia] [5]

UF	Capital	Coordenadas	Ângulo	Irradiação [kWh/m^2.dia]	Variação mensal [kWh/m^2.dia]
AC	Rio Branco	9.9754º S ; 67.8249º W	10º	4,61	0,97
AL	Maceió	9.6498º S ; 35.7089º W	6º	5,37	1,87
AM	Manaus	3.1190º S ; 60.0217º W	4º	4,33	1,16
AP	Macapá	0.0356º N ; 51.0705º W	1º	4,85	1,41
BA	Salvador	12.9777º S ; 38.5016º W	9º	5,36	2,02
CE	Fortaleza	3.7327º S ; 38.5270º W	3º	5,7	1,34
DF	Brasília	15.8267º S ; 47.9218º W	18º	5,45	2,05
ES	Vitória	20.2976º S ; 40.2958º W	18º	5,13	1,86
GO	Goiânia	16.6869º S ; 49.2648º W	18º	5,45	1,47
MA	São Luís	2.5300º S ; 44.2567º W	3º	5,07	1,38
MG	Belo Horizonte	19.9167º S ; 43.9345º W	20º	5,36	1,03
MS	Campo Grande	20.4697º S ; 54.6201º W	19º	5,2	0,93
MT	Cuiabá	15.6009º S ; 56.0968º W	16º	5,25	1,02
PA	Belém	1.4558º S ; 48.4902º W	3º	4,69	1,04
PB	João Pessoa	7.1195º S ; 34.8450º W	5º	5,52	1,44
PE	Recife	8.0522º S ; 34.9286º W	5º	5,3	1,49
PI	Teresina	5.0447º S ; 42.7662º W	6º	5,56	1,54
PR	Curitiba	25.4809º S ; 49.3044º W	21º	4,39	1,64
RJ	Rio de Janeiro	22.9068º S ; 43.1729º W	20º	4,93	1,88
RN	Natal	5.7793º S ; 35.2009º W	4º	5,68	1,31
RO	Porto Velho	8.7612º S ; 63.9004º W	10º	4,48	0,95
RR	Boa Vista	2.8235º N ; 60.6758º W	3º	4,9	1,13
RS	Porto Alegre	30.0346º S ; 51.2177º W	22º	4,64	3,03
SC	Florianópolis	27.5949º S ; 48.5482º W	22º	4,47	2,12
SE	Aracaju	10.9472º S 37.0731º W	7º	5,53	1,95
SP	São Paulo	23.5505º S ; 46.6333º W	21º	4,63	1,23
TO	Palmas	10.2491º S ; 48.3243º W	14º	5,28	2,02

Com o ângulo de inclinação, foram calculados os parâmetros da Figura 6 mais o valor de d, que é a distância entre as fileiras de módulos, mostrados na Tabela 6.

Tabela 6. Parâmetros de inclinação dos módulos

UF	[º]	L_x	x	z	d
AC	10		1,93	0,34	1,19
AL	3		1,96	0,10	0,36
AM	5		1,95	0,17	0,60
AP	16		1,88	0,54	1,89
BA	22		1,82	0,73	2,57
CE	3		1,96	0,10	0,36
DF	9		1,94	0,31	1,07
ES	14		1,90	0,47	1,66
GO	20		1,84	0,67	2,35
MA	22		1,82	0,73	2,57
MG	4		1,96	0,14	0,48
MS	3		1,96	0,10	0,36
MT	18		1,86	0,61	2,12
PA	6	1,96	1,95	0,20	0,72
PB	19		1,85	0,64	2,23
PE	4		1,96	0,14	0,48
PI	21		1,83	0,70	2,46
PR	18		1,86	0,61	2,12
RJ	3		1,96	0,10	0,36
RN	5		1,95	0,17	0,60
RO	20		1,84	0,67	2,35
RR	1		1,96	0,03	0,12
RS	21		1,83	0,70	2,46
SC	18		1,86	0,61	2,12
SE	7		1,95	0,24	0,84
SP	7		1,95	0,24	0,84
TO	6		1,95	0,20	0,72

Reescrevendo as Equações 18 e 19, isolando L_{lix} e igualando-as, visto que a área é um quadrado, tem-se a relação descrita pela Equação 29.

$$1{,}02 * L_y * \mathrm{N}_y - 0{,}02 * \mathrm{L}_y = (\cos\alpha + 3{,}5 * \mathrm{sen}\,\alpha) * L_x * N_x - 3{,}5 * \mathrm{sen}\,\alpha * L_x \quad (29)$$

Substituindo α por 11,8855°, que é a angulação média dos módulos no país considerando a quantidade de lixões em cada UF, a relação entre N_x e N_y permanece dependente de L_x e L_y. Se L_x = 0,992 m e L_y = 1,96 m, essa relação é dada pela Equação 30; se os valores forem invertidos, a relação é dada pela Equação 31.

$$N_y = 0{,}843 * N_x - 0{,}338 \quad (30)$$

$$N_y = 3{,}292 * N_x - 1{,}377 \quad (31)$$

Observa-se, portanto, que a segunda relação fornece valores maiores de Ny para determinado N_x do que a primeira. Assim, foi determinado que L_x = 1,96 m e L_y = 0,992 m.

Com os valores de x e d foi possível calcular o número de módulos em cada fileira N_y, o número de fileiras N_x e o total de módulos no terreno N_m. Na Tabela 7 são mostrados os valores calculados para um aproveitamento de 50% da área do lixão.

Uma quinta coluna foi adicionada à Tabela 7 representando a média de aproveitamento efetivo do espaço definido para cada UF, isto é, definido percentual de aproveitamento do terreno (10%, 20% etc.), quanto desta nova área é efetivamente utilizada, considerando $x * L_y$ a área realmente ocupada por cada módulo. Com 50% de aproveitamento, tem-se uma área de 15.875,32 m^2, da qual, no caso do Acre, serão aproveitados apenas 60,06%, o que corresponde a 9.354,72 m^2, 30,03% do terreno do lixão. O aproveitamento efetivo da área definida é relativamente constante para os diversos percentuais de área útil, por isso os valores apresentados são representativos para os diversos percentuais de aproveitamento.

Tabela 7. Quantidade de módulos com aproveitamento de 50% da área média

UF	50%			Aproveitamento efetivo
	N_x	N_y	N_m	
AC	40	124	4.960	60,06%
AL	54	124	6.696	81,86%
AM	49	124	6.076	74,34%
AP	33	124	4.092	48,69%
BA	29	124	3.596	40,61%
CE	54	124	6.696	81,86%
DF	42	124	5.208	62,54%
ES	35	124	4.340	52,05%
GO	30	124	3.720	43,09%
MA	29	124	3.596	40,61%
MG	51	124	6.324	77,74%
MS	54	124	6.696	81,86%
MT	32	124	3.968	45,70%
PA	47	124	5.828	71,18%
PB	31	124	3.844	44,65%
PE	51	124	6.324	77,74%
PI	29	124	3.596	41,63%
PR	32	124	3.968	45,70%
RJ	54	124	6.696	81,86%
RN	49	124	6.076	74,34%
RO	30	124	3.720	43,09%
RR	60	124	7.440	91,25%
RS	29	124	3.596	41,63%
SC	32	124	3.968	45,70%
SE	45	124	5.580	67,70%
SP	45	124	5.580	67,70%
TO	47	124	5.828	71,18%

Outra análise útil de se fazer com relação a isso é que locais com pequena angulação, como Alagoas, são os que apresentam maior aproveitamento efetivo do terreno em comparação com locais como Rio Grande do Sul, que têm baixos índices de aproveitamento. Isso se dá pelo fato de a distância entre as fileiras dos módulos ser dada em função do seno de α e ser multiplicada por 3,5, um fator que põe em evidência a variação do ângulo.

Considerando a área do terreno efetivamente ocupada por cada módulo fotovoltaico dada por $x * L_y$ pode-se calcular a área efetivamente aproveitada para geração fotovoltaica. Limitando a área disponível a 50%, como na Tabela 7, tem-se um aproveitamento médio das UFs de 61,27% desta área, o que corresponde a 30,64% do total do terreno do lixão. Esse rendimento pode ser melhorado com estudos mais detalhados de cada localidade ou pelo uso de outras formas de determinação do espaçamento entre as fileiras.

4.3.1 Potência

Com o número de módulos fotovoltaicos, foi calculada, então, a potência por lixão e por UF. A Tabela 8 apresenta estes resultados para um aproveitamento de 50% e a capacidade total por UF. Na Tabela 9, podem-se ver os valores médio das UFs e total do país para diversos percentuais de aproveitamento, e a Figura 9 apresenta a curva de sensibilidade da potência em função da área.

Tabela 8. Potência instalada por lixão e por UF

UF	Nº de lixões	50%		100%
		P_{lix} [MW]	P_{UF} [MW]	P_{UF} [MW]
AC	14	1,66	23,46	47,45
AL	23	2,24	51,92	105,08
AM	17	2,04	34,60	70,16
AP	3	1,37	4,11	8,31
BA	262	1,20	315,82	633,75
CE	92	2,24	206,58	418,09
DF	–	–	–	–
ES	7	1,45	9,49	19,24
GO	170	1,25	211,60	430,47
MA	48	1,20	57,34	115,07
MG	375	2,12	794,80	1.614,73
MS	32	2,24	72,36	146,46
MT	74	1,33	98,31	196,22
PA	43	1,95	84,40	170,76
PB	86	1,29	111,08	223,78
PE	60	2,12	127,20	258,43
PI	85	1,20	102,15	209,98
PR	70	1,33	92,61	184,84
RJ	6	2,24	13,15	26,61
RN	78	2,04	158,35	321,08
RO	7	1,25	8,70	17,70
RR	5	2,49	13,09	26,31
RS	11	1,20	13,65	28,06
SC	7	1,33	9,28	18,52
SE	26	1,87	47,79	96,46
SP	97	1,87	182,17	367,73
TO	105	1,95	204,99	414,75

Tabela 9. Potência média das UFs e total do Brasil

	Média [MWp]	Total [GWp]
10%	22,49	0,61
20%	44,74	1,21
30%	67,84	1,83
40%	90,55	2,44
50%	112,92	3,05
60%	136,06	3,67
70%	158,95	4,29
80%	180,87	4,88
90%	204,54	5,52
100%	228,52	6,17

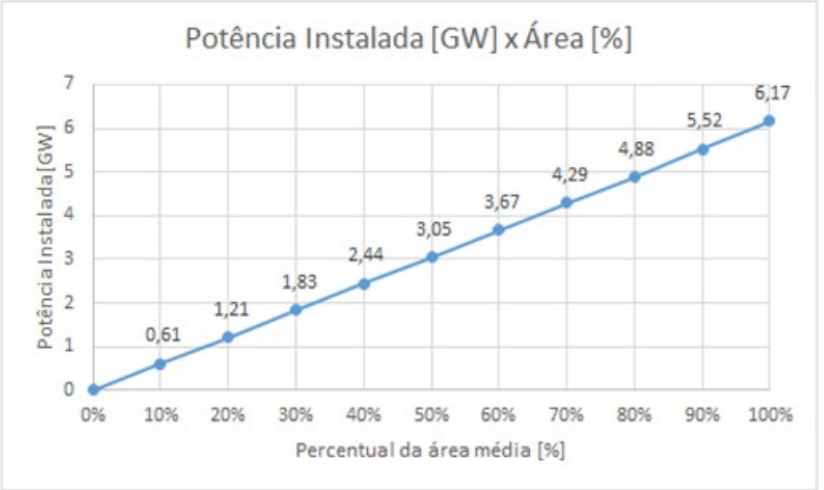


Figura 9. Curva de sensibilidade da potência

Uma suposição razoável no Brasil seria que metade dos lixões existentes fossem fechados e fizessem a instalação de usinas fotovoltaicas aproveitando metade do terreno, o que representaria um total de 25% de aproveitamento do total dos lixões. Pelas estimativas feitas, isso representaria uma potência instalada de cerca de 1,52 GW.

4.3.2 Energia

Por último, foi calculada a energia gerada por módulo, por lixão e por UF, como descrito na Tabela 10 com aproveitamento de 50% da área e a energia máxima (100%) por UF. Para cálculo da energia realmente produzida, é necessário calcular a eficiência considerando as perdas da usina: temperatura, inversor, resistência elétrica, degradação ao longo do tempo e poeira descritos anteriormente, resultando em uma eficiência global de 77%. Pela propriedade associativa da matemática, esse valor pode ser multiplicado pela energia do módulo.

Foi calculada também a energia anual média das UFs e total do país para diversos percentuais de aproveitamento da área, descritas na Tabela 11. Na Figura 10 é mostrada a curva de sensibilidade da energia em função da área.

Tabela 10. Energia gerada por módulo, por lixão e por UF

UF	Energia ideal/ módulo [kWh/dia]	Energia ideal/ módulo [kWh/ano]	Energia real/ módulo [kWh/ano]	50% Energia/usina [GWh/ano]	50% Energia/UFa [GWh/ano]	100% Energia/UF [GWh/ano]
AC	1,50	547,80	421,76	2,09	29,53	59,73
AL	1,57	573,48	441,53	2,96	68,43	138,49
AM	1,85	674,97	519,67	3,16	53,68	108,84
AP	1,76	641,96	494,25	2,02	6,07	12,27
BA	1,55	567,37	436,83	1,57	411,82	826,39
CE	1,70	619,95	477,31	3,20	294,33	595,69
DF	1,80	655,41	504,61	2,63	-	-
ES	1,77	645,62	497,08	2,16	14,08	28,55
GO	1,80	655,41	504,61	1,88	318,73	648,42
MA	1,50	546,58	420,82	1,51	72,03	144,54
MG	1,45	529,46	407,64	2,58	967,14	1.964,87
MS	1,91	696,98	536,62	3,59	115,92	234,60
MT	1,83	666,41	513,08	2,04	150,57	300,53
PA	1,80	656,63	505,55	2,95	127,37	257,70
PB	1,74	635,84	489,55	1,88	162,33	327,02
PE	1,90	694,54	534,74	3,38	203,04	412,51
PI	1,55	566,14	435,88	1,57	132,91	273,21
PR	1,72	627,28	482,96	1,92	133,51	266,47
RJ	1,64	599,16	461,30	3,09	18,11	36,65
RN	1,78	648,07	498,96	3,03	235,85	478,22
RO	1,65	602,83	464,13	1,73	12,05	24,52
RR	1,62	593,04	456,60	3,40	17,83	35,86
RS	1,47	536,80	413,29	1,49	16,84	34,62
SC	1,83	666,41	513,08	2,04	14,21	28,36
SE	1,54	563,70	434,00	2,42	61,91	124,97
SP	1,85	676,19	520,61	2,91	283,10	571,48
TO	1,86	679,86	523,44	3,05	320,29	648,05

Tabela 11. Energia média das UFs e total do Brasil

	Média [GWh]	Total [GWh]
10%	31,29	844,77
20%	62,25	1.680,87
30%	94,34	2.547,30
40%	125,92	3.399,94
50%	157,10	4.241,66
60%	189,28	5.110,53
70%	221,07	5.968,94
80%	251,61	6.793,60
90%	284,46	7.680,53
100%	317,87	8.582,57

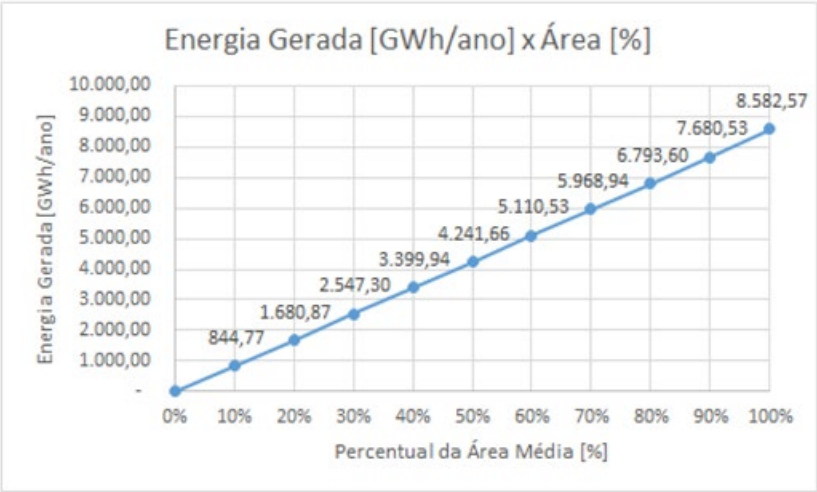


Figura 10. Curva de sensibilidade da energia

Considerando o aproveitamento de 25%, como feito para potência, tem-se uma geração de 2.117,41 GWh/ano no Brasil.

O potencial de geração fotovoltaica em lixões representa uma opção interessante de diversificação da matriz elétrica brasileira, bastante vantajosa ao se considerar que se trata de uma energia limpa que irá ocupar áreas degradadas, valorizando o terreno perante a sociedade e permitindo o uso da energia para remedição do terreno.

4.4 Exemplos de Aplicação

Para elucidar os cálculos feitos ao longo do trabalho, podem-se analisar os valores encontrados para um estado, como por exemplo o Acre, além de um estudo específico para o Aterro do Jockey, em Brasília – DF.

4.4.1 Exemplo 1 – Acre

Do total de 22 municípios, tem-se que um possui aterro sanitário, 15 possuem lixão/aterro controlado e seis não se tem informação sobre o tipo de disposição do lixo. Em relação à destinação final do lixo, 16 lançam seus resíduos no próprio município, um lança em outro município e cinco não se tem informação. Supondo que estes cinco municípios seguem a mesma proporção do restante do estado, tem-se que 94,1% dos municípios lançam seus resíduos no próprio município (Equação 32).

$$P_{prop} = \frac{16}{16+1} = 0{,}941 \tag{32}$$

Aplicando esta proporção ao número de municípios que lançam seus resíduos em lixão/aterro controlado, chega-se ao total de 14 municípios que possuem lixão/aterro controlado próprio, descartando a parte fracionada resultante da multiplicação, visto que a contagem de municípios é sempre um número inteiro (Equação 33).

$$N_{lix} = 15 * P_{prop} = 14{,}1 \tag{33}$$

A maior média anual de irradiação, 4,61 kWh/m^2.dia, é atingida na inclinação de 10°. Com isso, podem-se calcular os valores de x e z (Figura 6) e a distância d entre as fileiras de módulos, conforme as Equações 34, 35 e 36.

$$x = L_x * cos(10°) = 1{,}96 * 0{,}98 = 1{,}93\ m \tag{34}$$

$$z = L_x * sen(10°) = 1{,}96 * 0{,}17 = 0{,}34\ m \tag{35}$$

$$z = L_x * sen(10°) = 1{,}96 * 0{,}17 = 0{,}34\ m \tag{36}$$

Supondo um aproveitamento de 50% da área média determinada, isto é, 15.875,32 m^2, em formato quadrado de lado 126,00 m, tem-se o número de módulos em cada fileira, o número de fileiras e o número de módulos na área descritos pelas Equações 37, 38 e 39. São desconsideradas as partes fracionárias de N_y e N_x, visto que o número de módulos é sempre inteiro.

$$N_y = \frac{L_{lix} + 0{,}02 * L_y}{1{,}02 * L_y} = \frac{126{,}00 + 0{,}02 * 0{,}992}{1{,}02 * 0{,}992} = 124{,}54 \tag{37}$$

$$N_x = \frac{L_{lix} + d}{x + d} = \frac{126{,}00 + 1{,}19}{1{,}93 + 1{,}19} = 40{,}75 \tag{38}$$

$$N_m = N_x * N_y = 40 * 124 = 4.960 \tag{39}$$

Para o cálculo da potência, considerando que metade dos lixões/aterros controlados do estado façam a instalação de sistemas fotovoltaicos, tem-se a potência por usina e do estado descritas nas Equações 40 e 41.

$$P_u = P_{mp} * N_m = 335 * 4.960 = 1{,}66\ MW \tag{40}$$

$$P_{AC} = P_u * \frac{N_{lix}}{2} = 1{,}66 * \frac{14}{2} = 11{,}63\ MW \tag{41}$$

A energia idealmente produzida por módulo por dia e por ano e a energia efetivamente produzida por módulo, por usina e no estado por ano são descritas nas Equações 42, 43, 44, 45 e 46.

$$E_{m/dia} = E_s * A_m * \eta_m = 4{,}61 * (1{,}96 * 0{,}992) * 0{,}1723 = 1{,}50\ kWh/dia \tag{42}$$

$$Em_{/ano} = 365 * Em_{/dia} = 1{,}50 * 365 = 547{,}80\ kWh/ano \quad (43)$$

$$Em_{real/ano} = Em_{/ano} * \eta_{perdas} = 547{,}80 * 0{,}7699 = 421{,}76\ kWh/ano \quad (44)$$

$$Elix_{real/ano} = N_m * Em_{real/ano} = 4.960 * 421{,}76 = 2{,}09\ GWh/ano \quad (45)$$

$$E_{AC_{real/ano}} = \frac{N_{lix}}{2} * Elix_{real/ano} = \frac{14}{2} * 2{,}09 = 14{,}64\ GWh/ano \quad (46)$$

4.4.2 Exemplo 2 – Aterro Controlado do Jockey – Brasília – DF

Seguindo a mesma sequência de passos apresentada no estudo de caso anterior, têm-se os seguintes resultados para o Aterro do Jockey, em Brasília - DF, apresentados na Tabela 12.

Tabela 12. Resultado da aplicação da metodologia para o Aterro Controlado do Jockey

Maior média anual de irradiação	5,45 kWh/m^2.dia
Inclinação	18º
x	1,88 m
z	0,55 m
d	1,93 m
Área total estimada	1.800.000 m^2
50% da área	900.000 m^2
Lado	948,68 m
N_y	937,60
N_x	249,50
N_m	233.313
P_u	78,16 MW
$E_{m/dia}$	1,83 kWh/dia
$E_{m/ano}$	666,41 kWh/ano
$E_{m_{real/ano}}$	513,07 kWh/ano
$E_{lix_{real/ano}}$	119,7 GWh/ano

Tem-se como resultado que, ao considerar 50% da área disponível, pode-se instalar um sistema de 78,16 MW, com produção energética de 119,7 GWh/ano. É importante ressaltar que esses cálculos são estimativos de potencial energético, e que um projeto específico para o lixão, considerando as características específicas do terreno e equipamentos de maior rendimento, podem gerar resultados ligeiramente diferentes. Caso 100% da área do aterro seja utilizada, os cálculos apresentados na metodologia aqui proposta resultam em uma estimativa de 156,3 MW de potência instalada, porém tal valor pode ser aumentado, chegando a 180 MW, por exemplo, se forem utilizados painéis fotovoltaicos com 20% de eficiência, em vez de 17,23% considerado no estudo.

5. CONCLUSÕES

A quantidade de lixo produzida cresce a cada ano e em sua maior parte é lançada em aterros e lixões. A proposta de *Reduzir*, *Reutilizar* e *Reciclar* é um primeiro passo, mas abrange apenas parte do problema. Os demais resíduos - não recicláveis - podem ser transformados em calor útil, eletricidade e combustível pela incineração e captação de gases liberados na decomposição, o que ainda evita a liberação de gases extremamente poluentes em termos de efeito estufa. Por fim, os aterros e lixões, áreas impróprias para diversos fins pelo risco de contaminação, se tornam atrativos à utilização para geração de energia limpa como a solar fotovoltaica.

Em vista disso, foram feitos estudos estatísticos do potencial de geração solar fotovoltaica em lixões encerrados no Brasil. Pela ausência de dados específicos, foram considerados lixões e aterros controlados. Definida a amostra necessária para obtenção dos dados com grau de certeza aceitável, foram medidas as áreas de diversos lixões e aterros e identificada uma área média de 31.750,64 m^2. Com a irradiação e inclinação mais eficientes para as capitais de cada Unidade da Federação, estimaram-se potência e energia.

Entre as UFs, os valores de potência e energia variam bastante pela diversidade na latitude e na quantidade de lixões e aterros controlados em cada uma. A Tabela 13 reúne os dados de potência e energia gerados no país com diversos percentuais de aproveitamento das áreas de lixões e aterros controlados existentes.

Tabela 13. Potência e energia do Brasil

	Potência [GWp]	Energia [GWh]
10%	0,61	844,77
20%	1,21	1.680,87
30%	1,83	2.547,30
40%	2,44	3.399,94
50%	3,05	4.241,66
60%	3,67	5.110,53
70%	4,29	5.968,94
80%	4,88	6.793,60
90%	5,52	7.680,53
100%	6,17	8.582,57

Considerando que metade dos lixões e aterros considerados fizessem a instalação de sistemas fotovoltaicos aproveitando metade de sua área, ter-se-ia uma potência instalada de 1,52 GW. Em relação à energia, considerando os mesmos 25% de aproveitamento, estimou-se uma capacidade de geração de 2,12 TWh/ano.

REFERÊNCIAS

[1] EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. *Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Nota Técnica DEA 18/14, 2014.

[2] VILLALVA, M. G. *Energia Solar Fotovoltaica: Conceitos e Aplicações*. Ed. Saraiva, 2015.

[3] CANAL SOLAR. *Entendendo as curvas IV e PV dos módulos fotovoltaicos*. Acesso em: 15 de outubro de 2019. Disponível em: <https://www.canalsolar.com.br/index.php/artigos/item/ 59-entendendo-as-curvas-iv-e-pv-dos-modulos-fotovoltaicos>.

[4] INPE. *Atlas Brasileiro de Energia Solar*. 2ª edição, 2017.

[5] CRESESB. *Sun Data*. Acesso em: 15 de setembro de 2019.

[6] NREL. *Performance Parameters for Grid-Connected PV Systems*. Acesso em: 15 de outubro de 2019. Disponível em: <https://www.nrel.gov/docs/fy05osti/37358.pdf>.

[7] AURORA BLOG. *Understanding PV System Losses, Part 3: Soiling, Snow, System Degradation*. Acesso em: 15 de outubro de 2019. Disponível em: <https://blog.aurorasolar.com/understanding-pv-system-losses-part-3-soiling-snow-system-degradation>.

[8] FOLSTER, A.L.A. *Potencial de geração de energia solar fotovoltaica em Lixões no Brasil*. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Engenharia Elétrica, Universidade de Brasília - UnB, Brasília, DF, 2019.

[9] CNM. *Observatório dos Lixões*. Acesso em: 18 de outubro de 2019. Disponível em: <http://www.lixoes.cnm.org.br/>.

[10] PORTAL ACTION. *6.2 - Distribuição Normal*. Acesso em: 17 de outubro de 2019. Disponível em: <http://www.portalaction.com.br/probabilidades/62-distribuicao-normal>.

[11] TRIOLA, M. F. *Introdução à Estatística*. 7ª edição, 1998.

[12] SNIS. *Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2017*. Acesso em: 18 de outubro de 2019. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2017>.

[13] RELÓGIOS DE SOL. *Coordenadas geográficas das capitais dos estados brasileiros*. Acesso em 20/10/2019. Disponível em: <http://relogiosdesol.blogspot.com/2009/11/coordenadas-geograficas-das-capitas-dos.html>.

ANEXOS

A.1 Dados Observatório dos Lixões

Tabela A.1 Dados do Observatório dos Lixões [9]

UF	Tipo de Disposição do Lixo			Destinação Final do Lixo		
	Não Informado	Aterro Sanitário	Lixão / Aterro Controlado	Não Informado	No Próprio Município	Em Outro Município
AC	6	1	15	5	16	1
AL	50	17	35	40	41	21
AM	43	2	17	43	19	0
AP	11	2	3	11	5	0
BA	84	47	286	69	319	29
CE	61	19	104	53	116	15
DF	1	0	0	1	0	0
ES	9	46	23	4	21	53
GO	9	51	186	5	220	21
MA	159	7	51	157	56	4
MG	84	272	497	29	622	202
MS	4	29	46	2	54	23
MT	14	33	94	5	107	29
PA	90	10	44	87	56	1
PB	77	34	112	62	124	37
PE	57	40	87	42	98	44
PI	110	24	90	103	114	7
PR	15	265	119	1	233	165
RJ	16	59	17	5	30	57
RN	47	25	95	40	104	23
RO	7	26	19	3	18	31
RR	7	2	6	7	7	1
RS	32	367	98	4	57	436
SC	26	223	46	5	44	246
SE	27	10	38	20	37	18
SP	50	430	165	5	378	262
TO	7	23	109	3	131	5
Total	1.104	2.064	2.402	812	3.027	1.731

A.2 Dados Coletados dos Lixões

Tabela A.2 Dados coletados dos lixões

Estado	Município	Tipo	Coordenadas	Área [m²]
AC	Brasiléia	Lixão	-10.947403 ; -68.819019	3.852,82
AC	Marechal Thaumaturgo	Aterro c.	-8.943683 ; -72.806899	2.756,87
AM	Carauari	Lixão	-4.856788 ; -66.904083	2.074,69
AM	Itacoatiara	Lixão	-3.147491 ; -58.428013	18.631,25
AM	Maraã	Lixão	-1.841978 ; -65.597891	1.083,55
BA	Banzaê	Lixão	-10.587121 ; -38.678336	9.199,40
BA	Barra da Estiva	Lixão	-13.640716 ; -41.357917	15.603,32
BA	Biritinga	Lixão	-11.593243 ; -38.740427	19.422,89
BA	Brumado	Aterro c.	-14.186623 ; -41.590571	89.572,96
BA	Buritirama	Lixão	-10.746278 ; -43.665219	22.520,76
BA	Caetité	Lixão	-14.028433 ; -42.444901	59.008,72
BA	Cândido Sales	Lixão	-15.495082 ; -41.275174	35.267,25
BA	Casa Nova	Lixão	-9.164080 ; -40.974000	129.334,20
BA	Cícero Dantas	Lixão	-10.355430 ; -38.242922	28.177,82
BA	Eunápolis	Lixão	-16.333780 ; -39.538841	172.905,02
BA	Formosa do Rio Preto	Lixão	-10.968294 ; -45.165333	54.462,09
BA	Gandu	Lixão	-13.735012 ; -39.449616	65.556,10
BA	Gentio do Ouro	Lixão	-11.434494 ; -42.507872	26.246,55
BA	Ipirá	Lixão	-12.157442 ; -39.731780	7.703,18
BA	Irará	Lixão	-12.025894 ; -38.795957	111.585,76
BA	Itaberaba	Lixão	-12.494694 ; -40.314934	54.140,04
BA	Itajuípe	Lixão	-14.659952 ; -39.353857	13.353,84
BA	Itapetinga	Aterro c.	-15.283933 ; -40.247572	93.874,41
BA	Iuiú	Lixão	-14.439980 ; -43.588339	2.119,43
BA	Jacobina	Lixão	-11.201618 ; -40.577661	69.889,90
BA	Jiquiriçá	Aterro c.	-13.220000 ; -39.590000	26.795,18
BA	João Dourado	Lixão	-11.328098 ; -41.671119	43.847,99
BA	Juazeiro	Aterro c.	-9.490217 ; -40.551108	156.938,46
BA	Lajedinho	Lixão	-12.352465 ; -40.927138	5.691,33
BA	Lençóis	Lixão	-12.540362 ; -41.367180	17.851,11
BA	Licínio de Almeida	Aterro c.	-14.711431 ; -42.510358	5.945,83
BA	Luís Eduardo Magalhães	Lixão	-12.066571 ; -45.786482	79.721,65
BA	Maiquinique	Lixão	-15.657479 ; -40.250101	8.407,27
BA	Maraú	Lixão	-14.163427 ; -38.988981	25.584,36
BA	Matina	Lixão	-13.901355 ; -42.850338	9.461,77
BA	Nova Viçosa	Lixão	-17.907629 ; -39.931341	18.489,29
BA	Nova Viçosa	Lixão	-17.962432 ; -39.502520	18.209,35

Estado	Município	Tipo	Coordenadas	Área [m²]
BA	Oliveira dos Brejinhos	Lixão	-12.322759 ; -42.815361	23.778,66
BA	Palmas de Monte Alto	Lixão	-14.287563 ; -43.191799	53.096,70
BA	Pau Brasil	Lixão	-15.468988 ; -39.629835	9.715,72
BA	Pindobaçu	Lixão	-10.744628 ; -40.354733	18.190,29
BA	Pintadas	Lixão	-11.824113 ; -39.893712	58.088,47
BA	Riachão das Neves	Lixão	-11.770547 ; -44.902756	9.364,22
BA	Rio Real	Lixão	-11.449656 ; -37.990578	54.182,02
BA	Santa Bárbara	Lixão	-11.931755 ; -38.969060	42.378,25
BA	Santa Cruz Cabrália	Lixão	-16.292633 ; -39.067008	38.217,25
BA	Santa Cruz da Vitória	Lixão	-14.963585 ; -39.818281	24.885,91
BA	Santo Estêvão	Lixão	-12.403104 ; -39.245002	52.214,33
BA	Sebastião Laranjeiras	Lixão	-14.579317 ; -42.943143	6.338,65
BA	Senhor do Bonfim	Lixão	-10.483502 ; -40.161046	110.505,13
BA	Serrolândia	Lixão	-11.407701 ; -40.300167	29.004,84
BA	Uauá	Lixão	-9.825575 ; -39.495075	32.712,46
CE	Baturité	Lixão	-4.363937 ; -38.856824	49.024,17
CE	Carnaubal	Lixão	-4.147592 ; -40.950505	29.519,12
CE	Chaval	Lixão	-3.057566 ; -41.221442	38.400,32
CE	Frecheirinha	Lixão	-3.757197 ; -40.772081	17.790,62
CE	Jijoca de Jericoacoara	Lixão	-2.943792 ; -40.499793	76.837,52
CE	Juazeiro do Norte	Lixão	-7.155291 ; -39.311591	121.631,42
CE	Massapê	Lixão	-3.514463 ; -40.356301	30.633,86
CE	Piquet Carneiro	Lixão	-5.782702 ; -39.424988	3.914,95
CE	Quixelô	Lixão	-6.264458 ; -39.233887	33.901,74
CE	Redenção	Lixão	-4.282292 ; -38.717658	28.195,15
CE	São Gonçalo do Amarante	Aterro c.	-3.605171 ; -38.949812	64.322,76
CE	São João do Jaguaribe	Lixão	-5.170280 ; -38.152340	159.488,14
CE	Varjota	Lixão	-4.174203 ; -40.466547	57.322,93
CE	Várzea Alegre	Lixão	-6.728713 ; -39.274475	29.345,35
ES	Irupi	Aterro c.	-20.321090 ; -41.673765	3.857,08
ES	Iúna	Lixão	-20.358844 ; -41.527896	27.491,54
ES	Pinheiros	Aterro c.	-18.398067 ; -40.212036	29.974,69
GO	Alto Paraíso de Goiás	Lixão	-14.104467 ; -47.526737	21.605,83
GO	Barro Alto	Lixão	-14.978664 ; -48.891305	32.178,64
GO	Bonópolis	Lixão	-13.645922 ; -49.817724	3.331,48
GO	Britânia	Lixão	-15.183841 ; -51.218271	33.142,26
GO	Caçu	Lixão	-18.597770 ; -51.174052	47.807,69

Estado	Município	Tipo	Coordenadas	Área [m²]
GO	Ceres	Lixão	-15.350883 ; -49.613733	41.541,20
GO	Córrego do Ouro	Lixão	-16.303766 ; -50.546196	37.593,60
GO	Corumbaíba	Aterro c.	-18.140807 ; -48.524191	32.467,27
GO	Goiás	Lixão	-15.943369 ; -50.177251	47.577,77
GO	Goiatuba	Lixão	-18.009602 ; -49.394811	75.884,03
GO	Ipameri	Aterro c.	-17.721326 ; -48.200940	78.201,15
GO	Itumbiara	Aterro c.	-18.373382 ; -49.269487	28.421,41
GO	Joviânia	Lixão	-17.856724 ; -49.611568	42.373,36
GO	Mambaí	Lixão	-14.501579 ; -46.125469	4.373,27
GO	Mossâmedes	Lixão	-16.143541 ; -50.244960	34.716,14
GO	Nova América	Lixão	-15.028620 ; -49.915234	12.280,78
GO	Novo Gama	Lixão	-16.101343 ; -48.120235	103.431,96
GO	Ouvidor	Aterro c.	-18.273154 ; -47.799333	80.678,73
GO	Panamá	Lixão	-18.187630 ; -49.370260	48.720,76
GO	Petrolina de Goiás	Aterro c.	-16.093728 ; -49.300137	38.253,18
GO	Piracanjuba	Lixão	-17.267415 ; -49.007044	48.882,50
GO	Pires do Rio	Lixão	-17.259974 ; -48.281397	80.855,55
GO	Pontalina	Lixão	-17.548035 ; -49.426026	43.729,97
GO	Posse	Lixão	-14.066585 ; -46.331744	41.561,82
GO	Professor Jamil	Lixão	-17.292422 ; -49.234237	20.830,12
GO	Rianápolis	Lixão	-15.462311 ; -49.512945	49.013,01
GO	São Luís de Montes Belos	Lixão	-16.509168 ; -50.402651	55.963,24
GO	Taquaral de Goiás	Lixão	-16.038371 ; -49.601352	42.099,69
GO	Teresina de Goiás	Lixão	-13.767450 ; -47.252768	9.456,27
GO	Uirapuru	Lixão	-14.296891 ; -49.922224	41.498,11
GO	Vicentinópolis	Lixão	-17.730401 ; -49.828303	24.816,34
MA	Arari	Lixão	-3.480070 ; -44.775083	11.472,89
MA	Campestre do Maranhão	Lixão	-6.160339 ; -47.342416	8.166,07
MA	Humberto de Campos	Aterro c.	-2.636799 ; -43.484019	8.005,73
MA	Santa Inês	Lixão	-3.709070 ; -45.386552	81.470,35
MA	Vargem Grande	Lixão	-3.525039 ; -43.926012	19.494,28
MG	Abre Campo	Aterro c.	-20.292647 ; -42.510177	10.986,92
MG	Alto Caparaó	Aterro c.	-20.485643 ; -41.881739	8.744,43
MG	Aricanduva	Aterro c.	-17.864435 ; -42.576818	12.376,02
MG	Belo Vale	Aterro c.	-20.407318 ; -44.043743	7.883,52
MG	Berilo	Aterro c.	-16.949542 ; -42.463808	15.841,85
MG	Boa Esperança	Lixão	-21.136737 ; -45.551802	16.599,77
MG	Bom Despacho	Aterro c.	-19.749567 ; -45.236719	24.025,26
MG	Bonito de Minas	Aterro c.	-15.314066 ; -44.771455	10.003,42
MG	Botumirim	Lixão	-16.859909 ; -42.997442	4.453,22
MG	Buenópolis	Aterro c.	-17.822643 ; -44.166428	10.789,71

Estado	Município	Tipo	Coordenadas	Área [m²]
MG	Cabeceira Grande	Lixão	-16.059380 ; -47.070160	30.917,32
MG	Cachoeira Dourada	Lixão	-18.507239 ; -49.503857	12.186,71
MG	Campos Gerais	Lixão	-21.264657 ; -45.758558	10.754,78
MG	Caputira	Aterro c.	-20.138765 ; -42.243012	5.131,82
MG	Carandaí	Lixão	-21.050100 ; -43.791500	5.550,79
MG	Carmo da Cachoeira	Aterro c.	-21.448482 ; -45.207483	7.192,24
MG	Carmo do Cajuru	Aterro c.	-20.163134 ; -44.767414	16.728,42
MG	Cedro do Abaeté	Aterro c.	-19.150614 ; -45.731856	8.210,55
MG	Conceição da Aparecida	Aterro c.	-21.118559 ; -46.194658	13.843,95
MG	Conceição do Mato Dentro	Aterro c.	-19.065149 ; -43.431352	16.582,63
MG	Conselheiro Pena	Aterro c.	-19.208912 ; -41.468944	16.988,93
MG	Cordisburgo	Aterro c.	-19.157480 ; -44.308978	20.605,74
MG	Coromandel	Aterro c.	-18.449627 ; -47.175018	14.897,41
MG	Cristina	Aterro c.	-22.157532 ; -45.262493	11.417,96
MG	Divisópolis	Aterro c.	-15.724221 ; -41.045315	8.254,09
MG	Esmeraldas	Lixão	-19.786716 ; -44.299891	38.879,69
MG	Estrela do Indaiá	Aterro c.	-19.529631 ; -45.737824	47.933,89
MG	Fortuna de Minas	Aterro c.	-19.554727 ; -44.471941	5.390,08
MG	Francisco Sá	Lixão	-16.441043 ; -43.465236	68.215,96
MG	Goiabeira	Aterro c.	-18.975059 ; -41.225002	2.686,00
MG	Grão Mogol	Aterro c.	-16.566611 ; -42.846295	40.871,23
MG	Imbé de Minas	Aterro c.	-19.590155 ; -41.959765	3.714,15
MG	Itanhomi	Lixão	-19.160598 ; -41.899843	3.316,52
MG	Januária	Lixão	-15.477439 ; -44.394863	31.619,07
MG	Japaraíba	Aterro c.	-20.133805 ; -45.475236	3.156,50
MG	Japonvar	Aterro c.	-15.979797 ; -44.263172	4.889,78
MG	Jequeri	Aterro c.	-20.429821 ; -42.706181	7.627,26
MG	Jequitinhonha	Aterro c.	-16.442851 ; -41.029467	24.904,24
MG	João Pinheiro	Aterro c.	-17.706423 ; -46.233727	17.048,55
MG	José Raydan	Aterro c.	-18.233886 ; -42.490410	8.864,06
MG	Lagoa Grande	Aterro c.	-17.825454 ; -46.501330	33.282,46
MG	Lamim	Aterro c.	-20.783861 ; -43.456867	1.690,55
MG	Limeira do Oeste	Aterro c.	-19.541145 ; -50.590780	28.937,80
MG	Lontra	Lixão	-15.922761 ; -44.249802	9.345,95
MG	Luisburgo	Aterro c.	-20.425356 ; -42.103318	4.934,19
MG	Mantena	Aterro c.	-18.763595 ; -40.995822	7.116,38
MG	Martinho Campos	Aterro c.	-19.405414 ; -45.161029	15.561,93
MG	Mata Verde	Aterro c.	-15.656571 ; -40.809384	11.714,90
MG	Matipó	Lixão	-20.258758 ; -42.332032	22.891,72
MG	Monte Santo de Minas	Aterro c.	-21.176336 ; -46.952555	14.856,16
MG	Montezuma	Aterro c.	-15.170666 ; -42.526812	15.545,05

Estado	Município	Tipo	Coordenadas	Área [m²]
MG	Novorizonte	Aterro c.	-16.007506 ; -42.372954	14.289,80
MG	Pai Pedro	Aterro c.	-15.547546 ; -43.083304	4.345,66
MG	Papagaios	Aterro c.	-19.391931 ; -44.722267	23.886,47
MG	Paraguaçu	Aterro c.	-21.561887 ; -45.762999	21.482,07
MG	Paraopeba	Aterro c.	-19.263801 ; -44.430149	14.845,99
MG	Passos	Aterro c.	-20.720504 ; -46.547245	32.593,03
MG	Pedralva	Aterro c.	-22.246135 ; -45.450555	6.639,82
MG	Perdigão	Aterro c.	-19.925043 ; -45.066928	14.513,77
MG	Pimenta	Aterro c.	-20.463482 ; -45.773014	6.829,41
MG	Piumhi	Aterro c.	-20.408924 ; -45.887382	36.316,86
MG	Planura	Lixão	-20.118662 ; -48.694035	27.364,60
MG	Pompéu	Lixão	-19.241260 ; -45.043626	32.242,66
MG	Ribeirão das Neves	Aterro c.	-19.810250 ; -44.035021	20.091,76
MG	Rio do Prado	Aterro c.	-16.614555 ; -40.583829	15.582,65
MG	Rio Doce	Aterro c.	-20.215529 ; -42.918093	12.242,05
MG	Santa Maria do Salto	Aterro c.	-16.228874 ; -40.129871	13.571,53
MG	Santana do Jacaré	Aterro c.	-20916124; -45.129412	10.491,34
MG	Santo Antônio do Itambé	Aterro c.	-18462722; -43.297059	2.752,04
MG	São Gonçalo do Abaeté	Aterro c.	-18360091; -45.801662	11.554,79
MG	São Gonçalo do Sapucaí	Aterro c.	-21925351; -45.574129	34.841,35
MG	São Gotardo	Aterro c.	-19300671; -46.027649	31.961,52
MG	São João da Mata	Aterro c.	-21924059; -45.886098	18.672,27
MG	São José do Divino	Aterro c.	-18506324; -41.407652	15.467,50
MG	São Romão	Lixão	-16387652; -45.083054	30.850,81
MG	Serra do Salitre	Aterro c.	-19083887; -46.652498	10.316,94
MG	Serro	Aterro c.	-18627224; -43.388605	7.016,37
MG	Soledade de Minas	Aterro c.	-22074093; -45.085453	6.075,12
MG	Taiobeiras	Aterro c.	-15793071; -42.260908	88.373,06
MG	Tiros	Aterro c.	-18986200; -45.948300	10.001,60
MG	Várzea da Palma	Aterro c.	-17541273; -44.769421	25.787,02
MS	Anaurilândia	Lixão	-22187122; -52.747236	29.271,77
MS	Aparecida do Taboado	Lixão	20055856; 51.092353	23.250,96
MS	Caarapó	Lixão	-22654257; -54.851241	30.472,62
MS	Caracol	Lixão	-22013944; -57.043064	19.317,98
MS	Eldorado	Lixão	-23798973; -54.263716	31.510,56
MS	Ivinhema	Lixão	-22350113; -53.840480	35.034,96
MS	Nioaque	Lixão	-21153609; -55.865032	29.881,03
MS	Nova Andradina	Lixão	-22201052; -53.401464	66.517,04
MS	Ribas do Rio Pardo	Lixão	-20449496; -53.738493	19.889,45
MS	Rio Verde de Mato Grosso	Lixão	-18731198; -54.875436	29.400,88
MT	Alto Araguaia	Lixão	-17403447; -53.254836	14.871,99

Estado	Município	Tipo	Coordenadas	Área [m²]
MT	Alto Garças	Lixão	-16953312; -53.519990	28.470,75
MT	Apiacás	Lixão	-9.430250 ; -57.225334	10.579,27
MT	Apiacás	Lixão	-9.530097 ; -57.373230	10.103,50
MT	Araguaiana	Lixão	-15680268; -51.845580	6.964,84
MT	Araputanga	Lixão	-15.478080 ; -58.320270	19.744,20
MT	Aripuanã	Lixão	-10.222716 ; -59.413612	12.280,37
MT	Diamantino	Lixão	-14.435994 ; -56.445244	47.977,29
MT	Juara	Lixão	-11.273601 ; -57.567315	75.731,61
MT	Novo São Joaquim	Lixão	-14.909423 ; -53.004165	40.447,28
MT	Paranatinga	Lixão	-14.485543 ; -54.023466	18.501,71
MT	Peixoto de Azevedo	Lixão	-10.221164 ; -55.035539	42.521,50
MT	Vila Bela da Santíssima Trindade	Lixão	-15.026411 ; -59.836552	4.171,42
PA	Brejo Grande do Araguaia	Lixão	-5.714105 ; -48.402425	14.263,30
PA	Jacareacanga	Lixão	-6.350645 ; -58.075675	53.054,45
PA	Mojuí dos Campos	Lixão	-2.669667 ; -54.664180	23.922,10
PA	Monte Alegre	Lixão	-1.948866 ; -54.060140	2.019,96
PA	Parauapebas	Aterro c.	-6.007726 ; -49.905551	105.126,99
PA	Santa Isabel do Pará	Lixão	-1.385173 ; -48.178878	49.461,19
PA	Santarém	Aterro c.	-2.536465 ; -54.659732	83.375,10
PA	São Félix do Xingu	Lixão	-6.665217 ; -51.962805	25.631,85
PA	São Sebastião da Boa Vista	Lixão	-1.724742 ; -49.526552	3.179,74
PB	Água Branca	Lixão	-7.478763 ; -37.659046	5.621,61
PB	Alcantil	Lixão	-7.753519 ; -36.059350	3.249,69
PB	Barra de São Miguel	Lixão	-7.723332 ; -36.305837	15.606,86
PB	Belém	Lixão	-6.668427 ; -35.504498	35.096,40
PB	Bom Sucesso	Lixão	-6.445651 ; -37.942263	8.882,15
PB	Borborema	Lixão	-6.804339 ; -35.617842	2.638,67
PB	Esperança	Lixão	-7.015789 ; -35.831800	55.164,81
PB	Juru	Lixão	-7.542790 ; -37.804392	15.614,61
PB	Massaranduba	Lixão	-7.162635 ; -35.718625	21.396,69
PB	Mataraca	Lixão	-6.581383 ; -34.989242	24.613,14
PB	Maturéia	Lixão	-7.252397 ; -37.345823	3.188,60
PB	Patos	Lixão	-7.047500 ; -37.238532	173.047,54
PB	Remígio	Lixão	-6.905529 ; -35.933065	55.381,55
PB	Solânea	Lixão	-6.731899 ; -35.710528	19.525,25
PE	Araripina	Aterro c.	-7.587475 ; -40.576301	154.675,72
PE	Bezerros	Lixão	-8.246391 ; -35.774027	44.044,30
PE	Brejinho	Lixão	-7.338667 ; -37.304353	15.249,36
PE	Brejo da Madre de Deus	Lixão	-8.133696 ; -36.376353	16.600,71
PE	Brejo da Madre de Deus	Lixão	-8.165345 ; -36.186131	10.594,52
PE	Brejo da Madre de Deus	Lixão	-8.083393 ; -36.228209	4.615,28

Estado	Município	Tipo	Coordenadas	Área [m²]
PE	Buenos Aires	Lixão	-7.729450 ; -35.327046	4.993,34
PE	Camaragibe	Aterro c.	-7.999627 ; -34.998799	88.797,80
PE	Cedro	Lixão	-7.718531 ; -39.285669	4.337,90
PE	Ibimirim	Lixão	-8.585073 ; -37.741652	38.570,20
PE	Ingazeira	Lixão	-7.403800 ; -37.273400	8.980,60
PE	Lagoa Grande	Lixão	-8.979875 ; -40.270037	30.838,27
PE	Macaparana	Lixão	-7.560383 ; -35.463250	23.431,90
PE	Paudalho	Lixão	-7.882721 ; -35.176321	33.567,73
PE	Riacho das Almas	Lixão	-8.115838 ; -35.892137	61.015,44
PE	Santa Cruz do Capibaribe	Lixão	-7.986251 ; -36.224368	44.208,36
PE	Santa Maria do Cambucá	Lixão	-7.804442 ; -35.920305	8.998,75
PE	Terra Nova	Lixão	-8.235692 ; -39.366363	22.934,27
PE	Venturosa	Aterro c.	-8.649401 ; -36.823984	39.723,38
PE	Vertentes	Lixão	-7.961076 ; -36.022538	33.488,32
PI	Anísio de Abreu	Lixão	-9.165728 ; -43.052490	26.758,91
PI	Canto do Buriti	Lixão	-8.127020 ; -42.970749	35.477,50
PI	Ilha Grande	Lixão	-2.845739 ; -41.784611	7.495,40
PI	João Costa	Aterro c.	-8.473988 ; -42.370186	18.229,26
PI	Júlio Borges	Lixão	-10.324337 ; -44.256025	4.962,64
PI	Morro do Chapéu do Piauí	Lixão	-3.732559 ; -42.303513	35.089,48
PI	São João do Piauí	Lixão	-8.387140 ; -42.264032	30.442,50
PI	Teresina	Aterro c.	-5.162355 ; -42.752208	340.159,86
PI	Vila Nova do Piauí	Lixão	-7.128802 ; -40.928792	8.195,45
PR	Florestópolis	Lixão	-22.849013 ; -51.422532	25.148,63
PR	Formosa do Oeste	Lixão	-24.308085 ; -53.308568	2.967,53
PR	Nova Aurora	Aterro c.	-24.526670 ; -53.212884	6.053,04
PR	Realeza	Aterro c.	-25.831306 ; -53.521762	5.764,43
PR	Rio Bom	Aterro c.	-23.464502 ; -51.242412	9.723,63
PR	Santa Mariana	Lixão	-23.130341 ; -50.520809	7.550,73
PR	São Jerônimo da Serra	Aterro c.	-23.714237 ; -50.732496	7.277,33
PR	Tamarana	Lixão	-23.734080 ; -51.087617	24.287,90
PR	Terra Roxa	Lixão	-24.154032 ; -54.082872	18.862,01
RJ	Barra do Piraí	Aterro c.	-22.509377 ; -43.846027	34.390,07
RJ	Duque de Caxias	Aterro c.	-22.749148 ; -43.265240	38.488,62
RJ	Santo Antônio de Pádua	Lixão	-21.566769 ; -42.151913	30.073,94
RN	Acari	Aterro c.	-6.468840 ; -36.658690	49.909,49
RN	Afonso Bezerra	Lixão	-5.489140 ; -36.507908	43.630,89
RN	Bodó	Lixão	-5.980001 ; -36.413860	6.571,11
RN	Guamaré	Lixão	-5.140858 ; -36.365443	42.189,33
RN	Lajes	Lixão	-5.722706 ; -36.245106	25.673,41
RN	Santo Antônio	Lixão	-6.339611 ; -35.486131	23.435,53

Estado	Município	Tipo	Coordenadas	Área [m²]
RN	São José do Campestre	Lixão	-6.326204 ; -35.740378	29.452,39
RN	Tibau do Sul	Lixão	-6.222240 ; -35.112207	43.051,33
RO	Alvorada D Oeste	Lixão	-11.338852 ; -62.289077	42.064,95
RO	Nova Mamoré	Lixão	-10.380432 ; -65.335244	5.733,55
RO	Urupá	Lixão	-11.100328 ; -62.355017	35.256,47
RS	Nova Hartz	Aterro c.	-29.733852 ; -51.191903	49.792,00
RS	Santa Cruz do Sul	Aterro c.	-29.765298 ; -52.452582	3.942,86
RS	Severiano de Almeida	Aterro c.	-27.433093 ; -52.093567	2.710,20
RS	Sobradinho	Aterro c.	-29.412942 ; -53.039649	4.534,41
SE	Amparo de São Francisco	Lixão	-10.160400 ; -36.946759	11.014,10
SE	Estância	Lixão	-11.211811 ; -37.419003	43.227,90
SE	Itabaiana	Lixão	-10.574111 ; -37.472995	47.434,02
SE	Muribeca	Lixão	-10.390674 ; -36.947342	15.787,90
SE	Poço Verde	Lixão	-10.712834 ; -38.195945	29.855,31
SE	São Francisco	Lixão	-10.322436 ; -36.876150	26.821,57
SE	São Miguel do Aleixo	Lixão	-10.404756 ; -37.400084	10.155,56
SE	Tobias Barreto	Lixão	-11.143017 ; -38.025812	58.736,04
SP	Américo de Campos	Aterro c.	-20.287552 ; -49.696590	26.634,56
SP	Cajati	Aterro c.	-24.730841 ; -48.080243	33.431,58
SP	Cândido Mota	Aterro c.	-22.761772 ; -50.359443	59.351,21
SP	Cardoso	Aterro c.	-20.093935 ; -49.951924	91.892,33
SP	Descalvado	Aterro c.	-21.950253 ; -47.626865	47.291,77
SP	Dois Córregos	Aterro c.	-22.400137 ; -48.319909	64.492,45
SP	Jaborandi	Aterro c.	-20.722341 ; -48.410921	45.325,28
SP	João Ramalho	Aterro c.	-22.251908 ; -50.771975	13.663,42
SP	Pacaembu	Aterro c.	-21.559866 ; -51.296342	22.374,01
SP	Tanabi	Aterro c.	-20.573670 ; -49.684023	50.992,00
SP	Vitória Brasil	Aterro c.	-20.186819 ; -50.486728	1.114,56
TO	Araguacema	Lixão	-8.845335 ; -49.539991	5.678,20
TO	Araguanã	Lixão	-6.606848 ; -48.632591	3.766,80
TO	Aurora do Tocantins	Lixão	-12.735481 ; -46.399382	8.261,66
TO	Barrolândia	Lixão	-9.816566 ; -48.726063	43.032,16
TO	Caseara	Lixão	-9.379680 ; -49.885474	50.827,11
TO	Colinas do Tocantins	Aterro c.	-8.035990 ; -48.492249	78.971,82
TO	Guaraí	Lixão	-8.814046 ; -48.486198	81.045,46
TO	Luzinópolis	Lixão	-6.170092 ; -47.861472	35.222,16
TO	Monte do Carmo	Lixão	-10.795833 ; -48.135000	29.096,51
TO	Peixe	Lixão	-12.003483 ; -48.343550	48.610,28

A.3 Dados de Irradiação

Tabela A.3 Dados de irradiação das capitais. [5]

UF	Irradiação solar diária média mensal [kWh/m².dia]							
	Plano Horizontal (0º)		Ângulo igual à latitude			Maior média anual		
	Média	Variação	Ângulo [º]	Média	Variação	Ângulo [º]	Média	Variação
AC	4,56	1,16	10	4,61	0,97	10	4,61	0,97
AL	5,35	2,3	10	5,36	1,59	6	5,37	1,87
AM	4,32	1,1	3	4,33	1,14	4	4,33	1,16
AP	4,85	1,4	0	4,85	1,4	1	4,85	1,41
BA	5,31	2,69	13	5,35	1,8	9	5,36	2,02
CE	5,69	1,48	4	5,7	1,3	3	5,7	1,34
DF	5,25	1,18	16	5,45	1,93	18	5,45	2,05
ES	4,96	2,92	20	5,13	1,74	18	5,13	1,86
GO	5,25	1,12	17	5,45	1,41	18	5,45	1,47
MA	5,06	1,37	3	5,07	1,38	3	5,07	1,38
MG	5,13	1,92	20	5,36	1,033	20	5,36	1,03
MS	5	2,41	20	5,2	0,85	19	5,2	0,93
MT	5,1	1,23	16	5,25	1,02	16	5,25	1,02
PA	4,69	0,98	1	4,69	1	3	4,69	1,04
PB	5,51	1,73	7	5,52	1,36	5	5,52	1,44
PE	5,28	1,84	8	5,29	1,38	5	5,3	1,49
PI	5,54	1,35	5	5,56	1,51	6	5,56	1,54
PR	4,19	2,86	25	4,38	1,4	21	4,39	1,64
RJ	4,73	2,88	23	4,93	1,72	20	4,93	1,88
RN	5,67	1,61	6	5,68	1,17	4	5,68	1,31
RO	4,44	0,98	9	4,48	0,9	10	4,48	0,95
RR	4,9	1,07	3	4,88	1,04	3	4,9	1,13
RS	4,4	4,34	30	4,61	2,5	22	4,64	3,03
SC	4,25	3,44	28	4,45	1,74	22	4,47	2,12
SE	5,5	2,52	11	5,52	1,68	7	5,53	1,95
SP	4,42	2,5	24	4,62	1,07	21	4,63	1,23
TO	5,17	1,45	10	5,27	1,85	14	5,28	2,02

CAPÍTULO 13

Avaliação Ambiental com Isótopos Estáveis de Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos. Estudo de Caso do Antigo Aterro Controlado do Jockey Clube de Brasília

Giovanna Orletti Del Rey
Luciano Soares da Cunha
Roberto Ventura Santos
Priscila Trifiletti Crespo
Gabriela Silva Ferreira

Pontos de amostragem do lixiviado no ACJC

RESUMO

O planejamento de futuros projetos de remediação de áreas degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos em áreas de lixões ou aterros controlados é precedido de avaliações ambientais que identifiquem qual o estágio de decomposição da matéria orgânica. Os principais problemas ambientais da deposição de Resíduos Sólidos Urbanos são o lixiviado (chorume) e a emissão de gases de efeito estufa. A composição físico-química complexa do lixiviado e a natureza composicional dos gases emitidos estão diretamente relacionadas ao estágio de decomposição da matéria orgânica. A utilização conjunta de parâmetros físico-químicos convencionais, como concentrações de metais pesados e íons inorgânicos dissolvidos, pH, oxigênio dissolvido (OD) deve ser incrementada por uso de traçadores isotópicos, particularmente isótopos estáveis, com o objetivo de definir com maior precisão as fontes de contaminação e, também, do estágio de estabilidade biológica de aterros. As razões isotópicas do carbono são particularmente interessantes devido à relação direta deste parâmetro com as etapas de degradação da matéria orgânica. As medições das concentrações de CO_2 e CH_4 nos queimadores indicam que a maioria da área do aterro já atingiu um estágio metanogênico. A correlação linear entre CO_2 e CH_4, bem como a proporção próxima de 1:1 para essas espécies de gás, apontam para fermentação do ácido acético como o principal processo metanogênico no aterro. Dados isotópicos de amostras de lixiviado também sugerem que a maior parte do ACJC está ligada à fase metanogênica estável.

1. INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais da deposição de Resíduos Sólidos Urbanos, por décadas em áreas sem preparação técnica, têm potencial de provocar graves danos ao meio ambiente do qual o ser humano é parte integrante e indissociável. Entre os principais danos estão a propagação de lixiviado que pode contaminar o solo e os recursos hídricos, além da emissão de gases de efeito estufa (GEE). O lixiviado, popularmente denominado de chorume, pode ser definido como um líquido escuro, de mau cheiro e com composição físico-química complexa. Essa composição é dependente dos estágios de decomposição da matéria orgânica, da natureza dos resíduos lançados, das condições ambientais e da idade e modo de operação do aterro. Esses processos e fatores também controlam a geração e composição do GEE. Conhecer essas composições é indispensável para o planejamento dos futuros projetos de remediação de áreas degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos em áreas de lixões ou aterros controlados. A forma de fazer isso é conhecer as etapas de degradação da matéria orgânica que envolvem processos aeróbicos e anaeróbicos e que definem os estágios de estabilização de um aterro. A utilização conjunta de parâmetros físico-químicos convencionais, concentrações de metais pesados e íons inorgânicos dissolvidos, pH, oxigênio dissolvido (OD) deve ser incrementada por uso de traçadores isotópicos, particularmente isótopos estáveis, com o objetivo de definir com maior precisão as fontes de contaminação e, também, do estágio de estabilidade biológica de aterros. As razões isotópicas do carbono são particularmente interessantes devido à relação direta deste parâmetro com as etapas de degradação da matéria orgânica.

2. PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM ATERROS

O processo de degradação de componentes à base de carbono enterrados em aterros sanitários envolve uma série de reações químicas que caracterizam de forma química e isotópica a composição do lixiviado. O processo inicial de degradação da matéria orgânica é aeróbio e envolve o consumo de oxigênio disponível no lixo enterrado, resultando na produção de CO_2 (Kjeldsen *et al*., 2002). Oxigênio vai fornecer energia para bactérias aeróbias e pode ser totalmente consumido sob excesso de carbono orgânico (Rivett *et al*., 2008). Uma vez que o resíduo se torna anaeróbico, materiais celulósicos e hemicelulósicos são hidrolisados e fermentados em álcoois e ácidos carboxílicos (Barlaz & Ham, 1993; Kjeldsen *et al*., 2002; Mohammadzadeh & Clark, 2011). Então, reações acetogênicas convertem esses produtos em acetato, hidrogênio e CO_2 (Barlaz & Ham, 1993; Kjeldsen *et al*., 2002). A atividade das bactérias hidrolíticas, fermentativas e acetogênicas leva à diminuição do pH da solução, o que aumenta a solubilidade de alguns compostos (Kjeldsen *et al*., 2002). As reações redox primárias também participam do processo de degradação. Na ausência de oxigênio, outros microrganismos usarão diferentes receptores de elétrons para oxidar a matéria orgânica. A utilização sequencial desses receptores garante o aproveitamento mais eficiente da utilização de energia pelas bactérias, que utilizarão preferencialmente NO_3^-, depois MnO_2, $Fe(OH)_3$ e, por último, SO_4^{2-} (Rivett *et al*., 2008). As seguintes equações descrevem a oxidação do ácido acético (CH_3COOH), conforme o ambiente se torna cada vez mais reduzido:

$$CH_3COOH + 2O_2 \rightarrow 2CO_2 + 2H_2O \quad (1)$$

A Equação 1 representa a oxidação aeróbia, na qual a matéria orgânica é consumida para produzir dois moles de CO_2 e dois moles de H_2O em um ambiente muito oxidado (Eh ~ + 334mV; Rivett *et al*., 2008)

$$3CH_3COOH + 4NO_3^- \rightarrow 2N_2 + 6CO_2 + 6H_2O \quad (2)$$

Uma vez que o oxigênio se esgota, a desnitrificação ocorrerá em uma solução Eh de aproximadamente +231 mV (Equação 2; Rivett *et al*., 2008).

$$CH_3COOH + 4MnO_2 + 2HCO_3^- + 2H^+ \rightarrow 4MnCO_3 + 4H_2O \quad (3)$$

Com a progressiva evolução do processo de oxidação, manganês (Equação 3), ferro (Equação 4) e redução de sulfato (Equação 5) se tornarão energeticamente viáveis.

$$CH_3COOH + 5Fe(OH)_3 + 3HCO_3^- \rightarrow 5FeCO_3 + 11H_2O \quad (4)$$

$$CH_3COOH + SO_4^{2-} \rightarrow HS^- + HCO_3^- + CO_2 + H_2O \quad (5)$$

O uso desses receptores de elétrons é acompanhado por uma diminuição na solução de Eh até valores abaixo de -699 mV (Rivett *et al*., 2008). O esgotamento contínuo desses íons vai finalmente acabar na produção de metano, iniciando, assim, a fase de metanogênese.

Na fase de metanogênese, a concentração de metano atinge valores mensuráveis, pois passa a ser produzido junto com o CO_2 (Equação 6; Kjeldsen *et al*., 2002). Durante a fermentação de ácido acético, a molécula de CH_3COOH é consumida por bactérias metanogênicas para produzir um mole de CO_2 e um mole de CH_4 (Equação 6) (Baedecker & Back, 1979; Barlaz & Ham, 1993; Engelmann *et al*., 2018; Mohammadzadeh & Clark, 2008).

$$CH_3COOH \rightarrow CO_2 + CH_4 \quad (6)$$

O CH_4 também pode ser produzido pela redução de CO_2 em condições muito anóxicas, conforme demonstrado pela Equação 7 (Baedecker & Back, 1979).

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O \quad (7)$$

Os diferentes estágios de estabilização do aterro podem então ser classificados em:

1. **fase aeróbia –** caracterizada por oxidação aeróbia e anaeróbia, que vai consumir as moléculas orgânicas resultando na produção de CO_2 (Equações 1 a 5), e em um acúmulo de ácidos orgânicos resultando em uma diminuição do pH (Barlaz &Ham, 1993; Kjeldsen *et al*., 2002; Matsufuji *et al*., 1993). O pH nesta fase varia de 4,5 a 7,5, e a razão da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em relação à demanda química de oxigênio DQO varia entre 0,4 e 0,7 (Christensen *et al*., 2001; Kjeldsen *et al*., 2002);
2. **metanogênese inicial –** esta fase começa quando a produção de CH_4 atinge valores mensuráveis e é acompanhada por um aumento no pH (Barlaz & Ham, 1993; Kjeldsen *et al*., 2002). Bactérias metanogênicas irão, então, consumir os ácidos acumulados para produzir CH_4 e CO_2 (Equação 6). A relação DBO/DQO também diminuirá conforme os ácidos orgânicos estão sendo consumidos (Christensen *et al*., 2001; Kjeldsen *et al*., 2002);
3. **metanogênese estável –** nesta fase, a produção de metano atingirá sua taxa máxima e irá diminuir à medida que os ácidos orgânicos são consumidos por bactérias metanogênicas (Kjeldsen *et al*., 2002). O pH continua a aumentar e o ambiente torna-se alcalino com valores entre 7,5 e 9. Nesta fase, a relação DBO/DQO geralmente apresenta valor abaixo de 0,1, com um valor médio de 0,06 (Christensen *et al*., 2001; Kjeldsen *et al*., 2002);
4. **intrusão de ar –** a principal característica desta fase é a reoxigenação dos resíduos enterrados, o que pode levar a uma diminuição do CH_4 devido à oxidação. Ao contrário, as concentrações de CO_2 devem aumentar e podem ser acompanhadas por uma ligeira diminuição do pH (Kjeldsen *et al*., 2002). A intrusão de ar no aterro será principalmente dependente das diferenças de densidade entre os aterros e atmosfera, difusão, bombeamento barométrico e troca induzida pelo vento (Kjeldsen *et al*., 2002; Bozkut *el at*., 1999);
5. **fase CO_2 –** a concentração de Carbono Orgânico Dissolvido (DOC) ainda alta e o aumento do oxigênio irão novamente suportar a oxidação aeróbia, levando à produção de CO_2 e um aumento do gás nitrogênio (Kjeldsen *et al*., 2002; Wimmer *et al*., 2013);
6. **background –** esta fase representa o fim das atividades do aterro, quando as emissões de lixiviado cessam e não se observa mais a influência do lixiviado no meio ambiente (Kjeldsen *et al*., 2002; Wimmer *et al*., 2013).

3. VARIAÇÕES ISOTÓPICAS DE CARBONO NO PROCESSO DE METANOGÊNESE

Variações nos isótopos de carbono e sua relação com a metanogênese foram descritas em alguns estudos (Conrad, 2005; Hackley *et al*., 1996; Wimmer *et al*., 2013). Devido ao alto fracionamento isotópico do carbono entre CO_2 e CH_4 em baixas temperaturas (+ 68,2 ‰ em 25°C; Bottinga, 1969), o balanço de massa indica que o CO_2 produzido pela metanogênese será isotopicamente mais pesado (Grossman *et al*., 2002; Hackley *et al*., 1996; North *et al*., 2006; Porowska, 2015; van Breukelen *et al*., 2003; Wimmer *et al*., 2013). Wimmer *et al*. (2013) descreveram as variações isotópicas do carbono inorgânico dissolvido (DIC) no que diz respeito à estabilidade do resíduo orgânico (Figura 1). Na fase aeróbia inicial, a razão δ^{13}C-DIC é principalmente dependente da assinatura de carbono orgânico descartado, resultando em valores entre -20 ‰ e -25 ‰ (Wimmer *et al*., 2013). Conforme a degradação da matéria orgânica atinge estágios mais avançados, os valores de δ^{13}C-DIC tornam-se positivos (em torno de + 15 ‰), caracterizando a fase de metanogênese (Grossman *et al*., 2002; Hackley *et al*., 1996; North *et al*., 2006; Porowska, 2015; van Breukelen *et al*., 2003; Wimmer *et al*., 2013) (Figura 1).

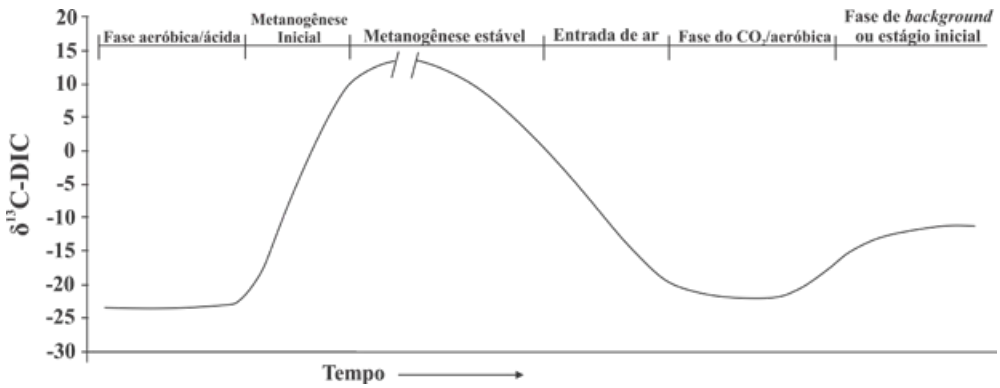


Figura 1. Representação das variações do δ^{13}C-DIC de acordo com as diferentes fases de estabilidade do aterro em uma sequência cronológica estimada. Adaptado de Wimmer *et al.* (2013)

Esses valores isotópicos distintos ocorrem devido ao processo de metanogênese (Equação 6 e 7). Na fermentação de ácido acético (Equação 6), o esgotamento de 13C no CH_4 é indicado por uma diminuição em δ^{13}C-CH_4 para aproximadamente -50 ‰. Por outro lado, δ^{13}C-CO_2 produzido durante essa reação é enriquecido em 13C, apresentando valores entre -10 ‰ e + 20 ‰ (Conrad, 2005; Wimmer *et al*., 2013). Na redução de CO_2 (Equação 7), o CH_4 produzido apresenta valores de δ^{13}C entre -60 ‰ e -110 ‰ (Botz *et al*., 1996; Wimmer *et al*., 2013).

A Intrusão natural de ar ou a aeração *in situ* altera a assinatura isotópica novamente para valores negativos (Porowska, 2016; Wimmer *et al*., 2013).

4. PRODUÇÃO DE GÁS EM ATERROS

A avaliação da produção de gás em aterros é uma ferramenta útil para entender a estabilidade, idade e modo de operação do aterro (Kjeldsen *et al*., 2002; Matsufuji *et al*., 1993; Nag *et al*., 2018; Porowska, 2016). As tendências gerais de produção de gás no aterro irão variar durante os diferentes estágios de estabilização, como demonstrado na Figura 2. O início da produção de metano será dependente da depleção de O_2 e H_2, caracterizando o final da fase aeróbia e o início da fase metanogênica (Figura 2) (Kjeldsen *et al*., 2002). A produção de CO_2 é distribuída por todas as fases de estabilização, e atingirá seu máximo ao final da fase aeróbia quando será produzido junto com o CH_4 (Figura 2) (Kjeldsen *et al*., 2002).

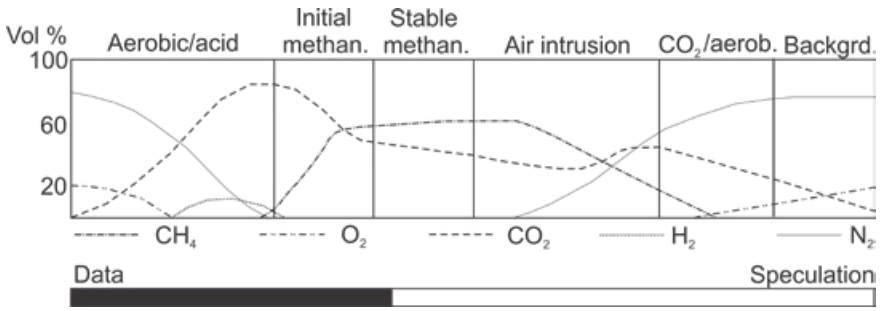


Figura 2. Tendências gerais da produção de gás em um aterro sanitário durante suas diferentes fases de estabilização. Os dados e o período de especulação são demonstrados com base em Kjeldsen *et al*. (2002). Adaptado de Kjeldsen *et al*. (2002)

A idade relativa do aterro pode ser avaliada pelas concentrações de sulfeto de hidrogênio (H_2S). Kim (2006) & Porowska (2016) descobriram que concentrações acima de 1 ppm de H_2S foram observadas em aterros sanitários recentes, enquanto em aterros antigos este gás foi observado em concentrações inferiores a 0,01 ppm. A produção de CO_2 e CH_4, por outro lado, irá variar dependendo dos diferentes modos de operação do aterro (Matsufuji *et al*., 1993; Nag *et al*., 2018, 2016; van Turnhout *et al*., 2018; Wang *et al*., 2006). A Figura 3 mostra a quantidade desses gases gerados em um período de 10 anos considerando os diferentes modos de operação de aterros sanitários. Em termos de produção de CO_2 (Figura 3A), o modo aeróbio de operação apresentou as maiores concentrações. A entrada de ar no lixo enterrado acelera a degradação da matéria orgânica, facilitando a oxidação aeróbia e produzindo CO_2 (Matsufuji *et al*., 1993; Wang *et al*., 2006). Dessa forma, se a intensão for de melhorar a qualidade do lixiviado e evitar a produção de CH_4, o modo de operação aeróbia é o mais indicado (Nag *et al*., 2016). Este modo de operação também é mais eficaz na redução do carbono biodegradável no lixiviado (van Turnhout *et al*., 2018).

O aterro do tipo anaeróbio será impulsionado, principalmente, pelo processo de metanogênese, que irá produzir as mesmas proporções de CO_2 e CH_4, conforme ilustrado pela Equação 6. Esse tipo de aterro também será responsável pela maior quantidade de produção de CH_4, atingindo cerca de $1{,}6 \times 10^9$ L deste gás após um período de cinco anos (Figura 3B) (Matsufuji *et al*., 1993). A eficácia do processo de metanogênese pode ser avaliada pelo monitoramento do teor de umidade e pH (Barlaz & Ham, 1993). Além disso, Cossu *et al*. (2016) descobriram que uma maneira de melhorar a produção de metano é reduzir os ácidos graxos voláteis aerando o sistema a fim de aumentar pH até que o ambiente se torne ótimo para o metabolismo das bactérias metanogênicas.

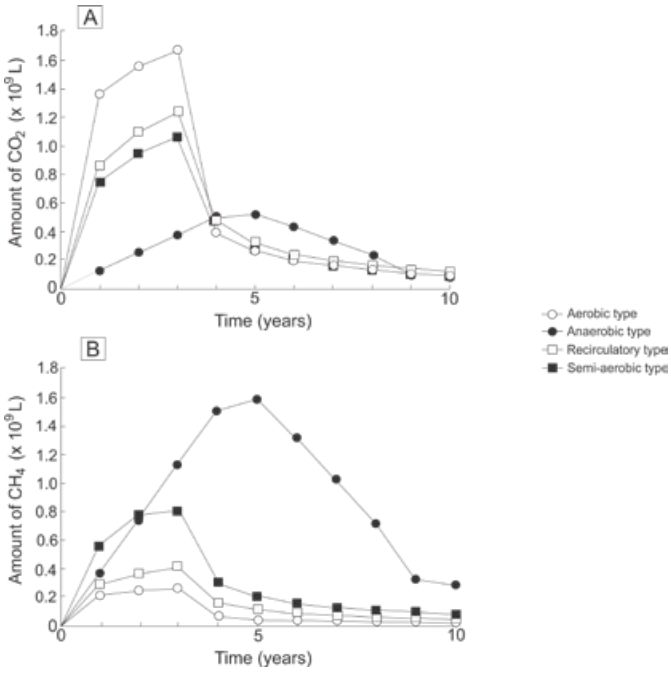


Figura 3. Mudança na quantidade de A) CO_2 e B) CH_4 produzida por diferentes modos de operação em aterros sanitários. Adaptado de Matsufuji *et al.* (1993)

5. GEOQUÍMICA DE PLUMAS DE LIXIVIADO DE ATERRO

Os sistemas naturais de armazenamento de recursos hídricos subterrâneos (aquíferos) possuem formas naturais de atenuar a propagação de contaminantes, como a adsorção, diluição, precipitações, volatilização e reações de troca iônica (Christensen *et al.*, 2001). Quando os processos naturais não são suficientes para evitar a propagação de poluentes nos aquíferos, uma pluma de contaminação é formada (Adeolu *et al.*, 2011; Engelmann *et al.*, 2018; Loizidou & Kapetanios, 1993; van Breukelen *et al.*, 2003). A percolação de lixiviado do aterro é amplamente relatada na literatura, particularmente em relação à fonte de contaminação das águas subterrâneas (Adeolu *et al.*, 2011; Engelmann *et al.*, 2018; Hackley *et al.*, 1996; Han *et al.*, 2014; MacFarlane *et al.*, 1983; Mohammadzadeh & Clark, 2011; Porowska, 2015; van Breukelen *et al.*, 2003; Wimmer *et al.*, 2013).

Existem dois processos geoquímicos principais relacionados à contaminação de um aquífero neste ambiente de decomposição de matéria orgânica: 1) a entrada de CO_2 metanogênico produzido no aterro no aquífero, o que pode alterar a composição isotópica do Carbono Inorgânico Dissolvido (DIC) total; e 2) o gradiente redox, formado pela percolação de lixiviado (altamente reduzido) em um ambiente frequentemente oxidado.

Geralmente, águas subterrâneas não contaminadas apresentarão valores de δ^{13}C-DIC de -4 ‰ a -30 ‰, dependendo da fonte de carbono da área de recarga do aquífero (O'Leary, 1988). Em uma situação de contaminação da água subterrânea por lixiviado, o carbono inorgânico pode ser proveniente da degradação da matéria orgânica do aterro, o que pode levar a valores positivos de δ^{13}C-DIC (Atekwana & Krishnamurthy, 2004; Engelmann *et al.*, 2018; Haarstad & Mæhlum, 2013; Porowska, 2015).

Esses distintos valores da assinatura isotópica do carbono inorgânico do lixiviado e da água subterrânea podem fornecer informações valiosas sobre a transferência de carbono entre esses dois ambientes (Engelmann *et al*., 2018; Grossman *et al*., 2002; North *et al*., 2004; Porowska, 2015; van Breukelen *et al*., 2003; Wimmer *et al*., 2013).

A avaliação do δ^{13}C-DIC em águas subterrâneas contaminadas por lixiviado também pode trazer informações sobre o ciclo do carbono, processos biogeoquímicos e dos fluxos de contaminantes nos recursos hídricos (Engelmann *et al*., 2018; Grossman *et al*., 2002; Mohammadzadeh & Clark, 2011; van Breukelen *et al*., 2003; Zhou *et al*., 2015).

A percolação de um lixiviado altamente reduzido em um ambiente frequentemente oxidado produz um gradiente redox. Este zoneamento redox em águas subterrâneas foi previamente relatado na literatura (Albrechtsen *et al*., 1999; Baedecker & Back, 1979; Christensen *et al*., 2001). A distribuição esquemática das zonas redox ao longo da linha de fluxo é demonstrada na Figura 4. Os processos apresentados na Figura 4 podem ser afetados por fatores hidrogeológicos e geoquímicos e devem ser cuidadosamente avaliados (Albrechtsen *et al*., 1999; Christensen *et al*., 2001). As mudanças químicas no aquífero serão dependentes de sua capacidade de aceitar elétrons. O processo orgânico da oxidação da matéria dentro da pluma também seguirá a sequência redox primária demonstrada nas Equações 2.1 a 2.5 (Christensen *et al*., 2001).

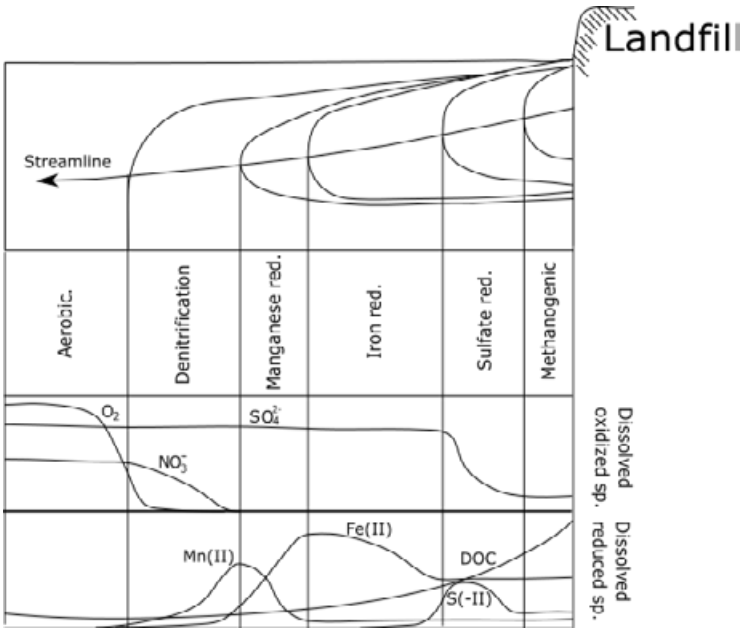


Figura 4. Zoneamento redox esquemático em um ambiente de água subterrânea e a distribuição das espécies oxidadas e reduzidas dissolvidas em cada zona. Adaptado de Christensen *et al*. (2001)

6. AMOSTRAGEM E PRESERVAÇÃO

Neste estudo de caso na área do Projeto Raeesa, foram coletadas amostras de lixiviado e águas subterrânea e superficial, com distribuição de pontos conforme a Figura 5. As campanhas de amostragem foram realizadas a cada dois meses e tiveram por objetivo cobrir um ciclo hidrológico, caracterizados por períodos de chuva e seca. Os dados pluviométricos utilizados nesta pesquisa foram coletados na estação do Jockey Clube, localizada dentro dos limites atuais do ACJC e foram fornecidos pela CAESB. Os detalhes sobre a coleta das amostras, incluindo datas de realização das campanhas, tipos de amostras coletadas (lixiviado, água superficial e/ou água subterrânea) e período sazonal que a amostra representa (chuva ou seca) podem ser encontrados em Del Rey (2020a) e Del Rey *et al.* (2020b), derivado de um dos produtos acadêmicos do Projeto Raeesa (UnB-CEB Geração-CEB Lajeado).

As amostras de lixiviado foram coletadas em cinco pontos conforme mostra a Figura 5.

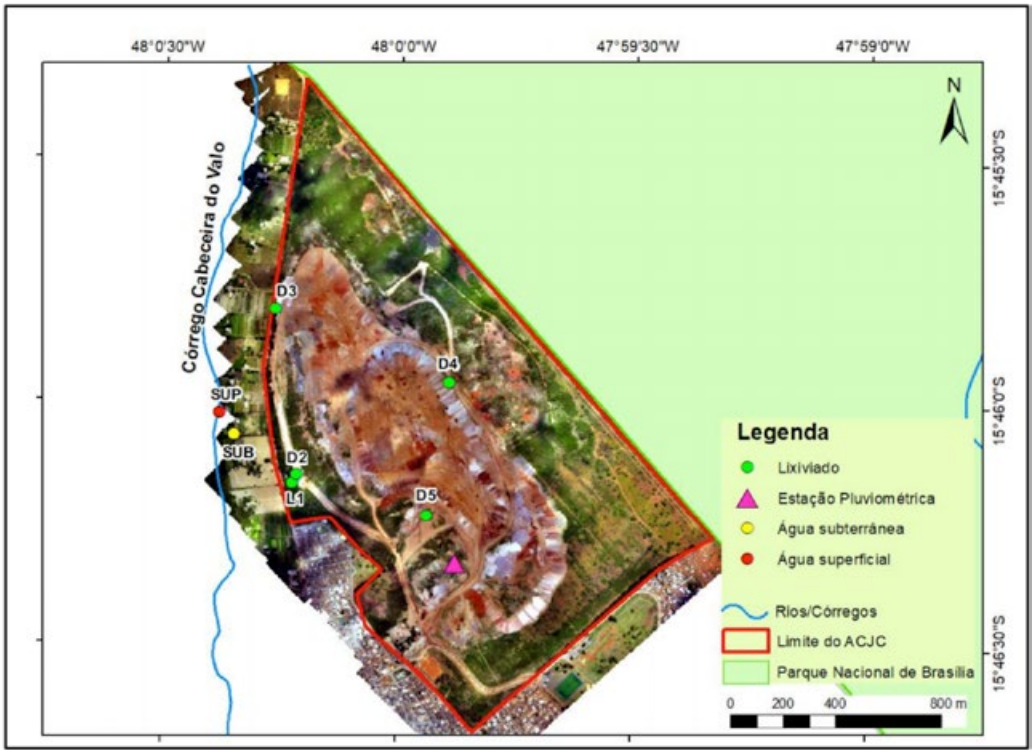


Figura 5. Localização dos pontos de amostragem e da estação pluviométrica

Os pontos foram escolhidos de forma a cobrir os principais fluxos de saída de lixiviado dentro do ACJC. O ponto L1 representa a lagoa de contenção e o ponto D2 é o dreno de chegada de lixiviado na lagoa, como demonstrado na Figura 6A e 6B. Os pontos D3, D4 e D5 são drenos que se diferenciam pela profundidade e pela propensão a serem afetados por processos de superfície, como, por exemplo, a chuva. Os pontos D3 e D5 são pouco afetados pela chuva e representam variações de longo prazo no aterro, sendo D3 mais raso e D5 mais profundo (Figura 6C e 6E, respectivamente). O ponto D4 é um dreno superficial e aflorante que pôde ser amostrado apenas durante o período chuvoso (Figura 6D).

Figura 6. Fotos representativas dos cinco pontos de amostragem de lixiviado no ACJC. A) Ponto L1; B) Ponto D2; C) Ponto D3; D) Ponto D4 e E) Ponto D5, localizados espacialmente conforme o mapa da Figura 5

As amostras de água subterrânea foram coletadas em um par de poços multiníveis pertencentes à Rede de Monitoramento das Águas Subterrâneas da ADASA, que se localizam a oeste do aterro (Figura 6B). Um dos poços possui 30 m de profundidade e é alimentado pelo aquífero de domínio intergranular. O outro possui cerca de 130 m de profundidade e capta água do domínio fraturado. O par de poços está localizado a aproximadamente 130 m de distância do ACJC. A amostragem de água superficial foi realizada no Córrego Cabeceira do Valo, localizado a oeste do aterro. O ponto fica próximo aos poços multiníveis e a aproximadamente 210 m do ACJC. Para detalhes dos procedimentos de coleta, armazenamento de amostras e processos analíticos contemplando os parâmetros determinados *in situ*, alcalinidade e íon amônio (NH_4^+), ânions e metais, além das análises isotópicas (δ^{13}C-DIC, δ^{13}C-DOC) e carbono orgânico dissolvido total (DOC), consultar Del Rey (2020a) e Del Rey *et al* (2020b).

7. RESULTADOS

7.1 Geoquímica do Chorume e Disponibilidade de Receptores de Elétrons

De forma geral, o lixiviado do ACJC pode ser caracterizado por um alto teor de DOC variando de 506,50 mg/L a 22,11 mg/L, média 229,25 mg/L; e altas concentrações de componentes inorgânicos, como Cl-(1.455,77 mg/L), SO_4^{2-} (229,91 mg/L), NH_4^+ (607,35 mg/L), Ca (112,11 mg/L), Na (776,19 mg/L), K (762,53 mg/L) e HCO_3^- (2.745,12 mg/L), cujos números entre parênteses representam as concentrações médias. As concentrações de metais pesados (Cr, Cu, Ni e Zn) dissolvidos estão geralmente abaixo do limite de detecção analítica do método utilizado (0,007 mg/L). A exceção é o Zn que tem uma concentração de cerca de 3 mg/L durante a estação chuvosa em todos os locais de amostragem. A respeito dos parâmetros físico-químicos, os valores médios são: pH de 7,66; condutividade elétrica de 9226 µS/cm; temperatura (°C) de 26,68°C; e oxigênio dissolvido (OD) de 1,08 mg/L.

Os parâmetros geoquímicos do chorume variam com o local de amostragem e a estação (chuvosa e seca). A Tabela 1 apresenta os valores médios dos parâmetros geoquímicos durante o intervalo de tempo monitorado onde a estação chuvosa se refere a amostras coletadas em dezembro de 2018, fevereiro de 2019 e abril de 2019, enquanto a estação seca se refere a amostras coletadas em setembro de 2018, outubro de 2018, junho de 2019 e setembro de 2019.

Os valores do potencial de oxidação-redução (ORP) foram determinados duas vezes: em outubro (estação seca); e em abril (estação chuvosa). Este parâmetro foi corrigido pela diferença entre a medição de ORP usando eletrodo Ag/AgCl em solução 3M KCl a 25°C, e o potencial do eletrodo padrão de hidrogênio (SHE) (Nordstrom & Wilde, 2005). Os valores de Eh (SHE) apresentados na Tabela 1 foram estimados aplicando um fator de correção de temperatura de +209 mV ao ORP medido (Nordstrom & Wilde, 2005). Valores positivos de $Eh_{(SHE)}$ foram observados na lagoa de lixiviado (ponto L1) durante as estações chuvosa (+276 mV) e seca (+176 mV), nas drenagens D2 (+167 mV) e D4 (+332 mV) apenas durante estação chuvosa (Tabela 1). Em contraste, condições anóxicas foram observadas no ponto D2 durante a estação seca (-66 mV), e nos pontos D3 e D5, nos quais os valores de Eh (SHE) variaram de -114 mV a -90 mV (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios para parâmetros geoquímicos durante as estações chuvosa e seca para cada local de amostragem de lixiviado. (N.S.): significa não amostrado e (N.M.): não foi medido

		L1	D2	D3	D4	D5
pH	Chuva	8.20	7.66	7.29	7.70	7.36
	Seca	8.32	7.69	7.41	n.s.	7.35
Condutividade (µS/cm)	Chuva	7113	6653	9023	3330	11400
	Seca	11157	10167	10102	n.s.	12153
Temperatura (°C)	Chuva	25.23	26.57	28.57	27.33	31.25
	Seca	21.05	23.85	26.30	n.s.	28.35
OD (mg/L)	Chuva	3.88	0.88	0.17	1.97	0.13
	Seca	0.21	0.66	0.16	n.s.	0.16
$Eh_{(SHE)}$[1] (mV)	Chuva	+276	+167	-90	+332	-114
	Seca	+176	-66	n.m.	n.s.	-92
Alcalinidade (mg/L HCO_3^-)	Chuva	1888.49	2259.03	1916.02	705.56	2702.04
	Seca	2809.42	4345.16	3904.29	n.s.	3578.29
DOC (mg/L)	Chuva	152.38	267.34	189.01	57.17	293.14
	Seca	289.19	330.29	272.68	n.s.	307.70
Cl^- (mg/L)	Chuva	1211.16	1450.39	1464.55	296.18	2164.03
	Seca	1865.32	1929.79	1727.64	n.s.	2082.40
SO_4^{2-} (mg/L)	Chuva	212.65	314.28	477.61	558.79	128.86
	Seca	36.42	12.21	163.62	n.s.	11.43
NO_3^- (mg/L)	Chuva	10.62	13.01	<0.1	78.31	12.14
	Seca	3.35	6.51	<0.1	n.s.	<0.1
NH_4^+ (mg/L)	Chuva	304.05	602.19	602.35	150.88	666.62
	Seca	631.87	984.02	657.99	n.s.	656.21
Fe total (mg/L)	Chuva	1.33	1.43	0.90	0.31	0.62
	Seca	2.04	2.03	1.88	n.s.	1.95
Fe^{2+} (mg/L)	Chuva	0.27	0.27	0.32	0.01	0.21
	Seca	0.49	0.76	0.77	n.s.	0.88
Fe^{3+} (mg/L)	Chuva	1.06	1.16	0.58	0.30	0.41
	Seca	1.55	1.27	1.11	n.s.	1.07
Ca (mg/L)	Chuva	114.49	154.57	161.14	201.71	91.48
	Seca	53.16	53.08	111.65	n.s.	67.04
Mg (mg/L)	Chuva	69.16	74.91	477.61	75.34	128.01
	Seca	83.87	82.01	117.48	n.s.	124.75
Na (mg/L)	Chuva	629.85	647.14	621.03	228.95	882.13
	Seca	1025.09	1010.17	831.30	n.s.	941.05
K (mg/L)	Chuva	616.90	625.95	653.08	228.95	889.49
	Seca	993.75	997.21	887.89	n.s.	968.56

1 $Eh_{(SHE)}$ foi calculado pela adição de um fator de correção de temperatura de 209 mV nos valores de ORP medidos (Nordstrom & Wilde, 2005).

Para melhor ilustrar a magnitude das variações sazonais entre os locais de amostragem, os valores médios de pH, condutividade, alcalinidade e OD são exibidos na Figura 7. Isso mostra que os locais de amostragem reagem de forma diferente ao regime de chuvas, muitas vezes com diferenças significativas entre as estações. Por exemplo, os sites L1 e D2 exibem grandes variações sazonais, enquanto os sites D3 e D5 exibem uma variação mais restrita desses parâmetros. Os parâmetros físico-químicos pH e OD apresentam variações menores entre as estações, exceto para o local de amostragem L1 (Figura 7). Por outro lado, parâmetros como condutividade elétrica e alcalinidade apresentam muitos distintos valores em ambos os períodos, mesmo para o local de amostragem D5. Isso significa que as concentrações de íons no sistema são suscetíveis a mudanças sazonais, mesmo em locais confinados.

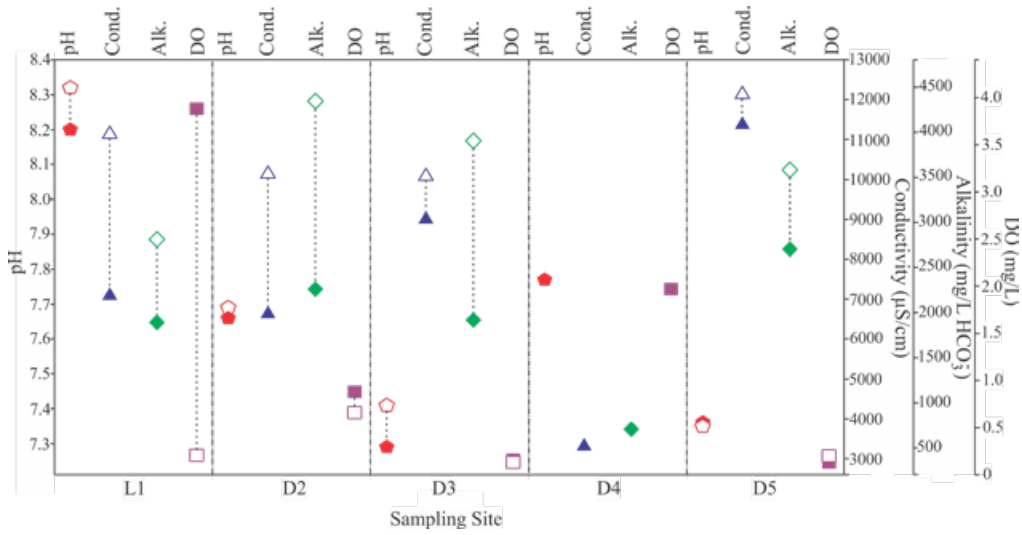


Figura 7. Variação dos parâmetros químicos em diferentes locais de amostragem do aterro. Símbolos vazios representam a estação seca, enquanto os símbolos preenchidos representam a estação chuvosa. Cada parâmetro tem diferente escala/unidade, as quais são apresentadas em seus respectivos eixos y

A disponibilidade de íons como SO_4^{2-}, NO_3^- e Fe^{3+} (como $Fe(OH)_3$) pode afetar diretamente o processo de estabilização do aterro, pois atuarão como agentes oxidantes da matéria orgânica. Conforme observado na Figura 8, o íon SO_4^{2-} tem a maior faixa de variação, variando de 558,79 mg/L no local de amostragem D4 a 11,43 mg/L no local de amostragem D5 (Figura 8). As concentrações de NO_3^- também são diferentes entre as estações do ano, variando de 10,62 mg/L a 78,31 mg/L durante a estação chuvosa e <0,1 mg/L a 6,51 mg/L durante a estação seca (Figura 8, Tabela 1). Comparado às concentrações de NO_3^-, o íon amônio mostra uma faixa de variação maior e valores mais altos durante a estação seca (Figura 8).

Em relação às espécies de ferro, as maiores concentrações de Fe^{3+} foram observadas durante a seca temporada (Figura 8). No entanto, ao analisar a Tabela 1, é mais provável que Fe^{3+} esteja presente durante a estação chuvosa do que Fe^{2+}. Por exemplo, no local de amostragem L1, a concentração de Fe total é de 1,33 mg/L durante a estação chuvosa. Na amostra, Fe^{2+} corresponde a 20,3% (0,27 mg/L), enquanto Fe^{3+} corresponde a 79,7% (1,06 mg/L) do Fe total (Tabela 1).

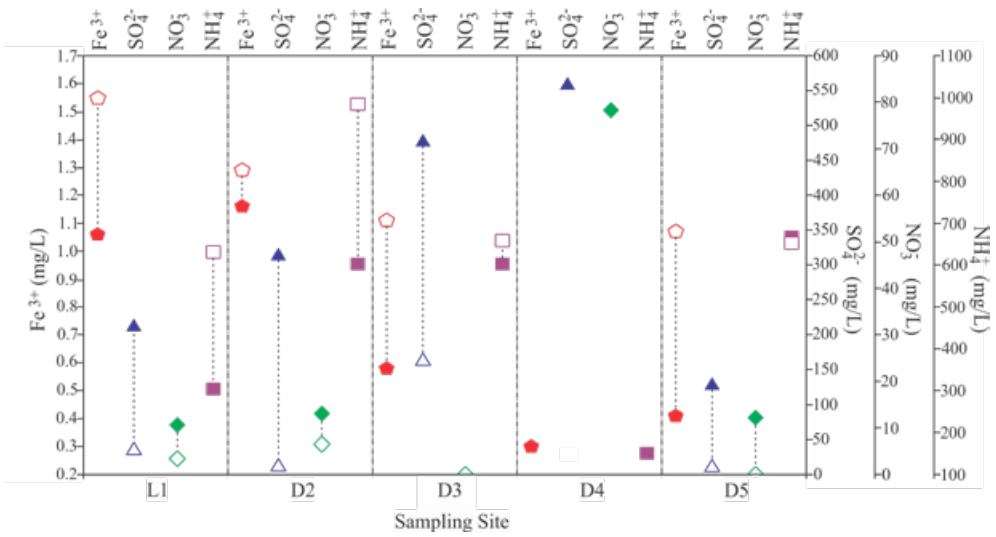


Figura 8. Variação de íons em diferentes locais de amostragem do aterro. Os símbolos vazios representam a estação seca, enquanto os símbolos preenchidos representam a estação chuvosa. Cada parâmetro possui diferentes escalas/unidades, as quais são apresentadas em seus respectivos eixos y

7.2 Composição Isotópica do Lixiviado de Carbono: δ^{13}C-DIC e δ^{13}C-DOC

A composição isotópica do carbono inorgânico e orgânico dos pontos avaliados é apresentada na Figura 9. Há uma correlação positiva entre δ^{13}C-DIC e alcalinidade, enquanto os valores de δ^{13}C-DOC não apresentam correlação (Figura 9). A correlação positiva entre δ^{13}C-DIC e alcalinidade é melhor observada nos locais de amostragem L1, D2 e D4, indicando que esses parâmetros são mais sensíveis à recarga. Esses três pontos de amostragem também exibem a maior variação em δ^{13}C-DIC (de -2,3 ‰ a 19,5 ‰). Apesar da ampla variação de alcalinidade, representada pelas elipses tracejadas na Figura 9, as amostras dos pontos D3 e D5 exibem uma faixa de variação estreita de valores δ^{13}C (de +11,6 ‰ a +16,8 ‰).

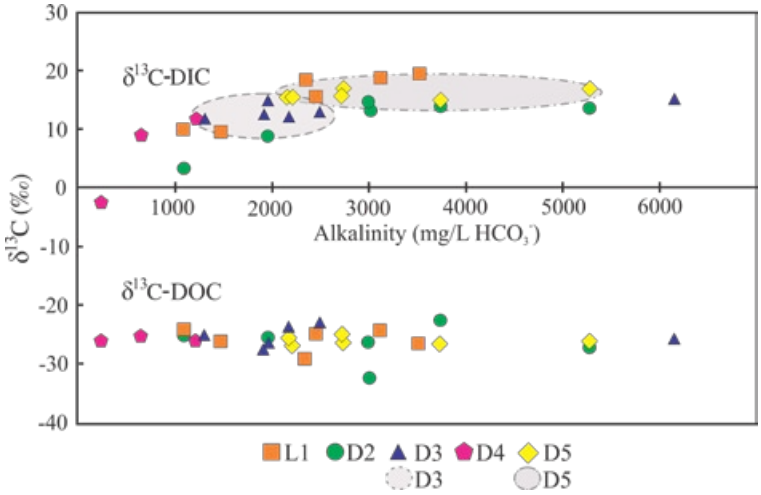


Figura 9. Correlação entre δ^{13}C-DIC e alcalinidade para os cinco locais de amostragem

7.3 Concentrações de CO_2 e CH_4 no ACJC

As concentrações de CH_4 e CO_2 foram utilizadas para caracterizar a heterogeneidade espacial da geração do biogás no aterro, destacando diferentes estágios de estabilização no ACJC. A Tabela 2 apresenta as concentrações mínimas e máximas, valores médios e desvio padrão dos gases CO_2 e CH_4 nos 70 poços analisados. Apesar da faixa de concentração semelhante, há um grande desvio padrão nos valores, o que indica uma natureza heterogênea da geração do biogás do aterro.

Tabela 2. Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão nos queimadores de biogás dispostos no maciço central do ACJC

	CH_4 (% vol)	CO_2 (% vol)
Concentração máxima medida	57.9	58.4
Concentração mínima medida	1.9	0.6
Média da concentração	38.9	33.4
Desvio padrão	15.5	16.3

8. DISCUSSÃO

8.1 Composição do Gás e a Heterogeneidade Espacial do ACJC

Concentrações de gases e espécies liberadas em aterros são importantes indicadores bioquímicos relacionados à degradação da matéria orgânica. Nos estágios iniciais do aterro, as reações bioquímicas em ambiente aeróbio consomem a maior parte do oxigênio disponível para produzir essencialmente CO_2. Depois de ser coberto por uma camada impermeável, o oxigênio é totalmente consumido e a metanogênese começa a tomar lugar. Nesta fase, a concentração de metano atinge valores mensuráveis, uma vez que começa a ser produzido junto com o CO_2 (Equação 8; Kjeldsen *et al*., 2002). As principais reações químicas responsáveis pela formação de metano são a fermentação do ácido acético (CH_3COOH) (Equação 8) e a redução de CO_2 (Equação 9). Na primeira reação, a molécula de CH_3COOH é consumida para produzir um mole de CO_2 e um mole de CH_4 (Equação 8). No segundo, CH_4 é produzido pela redução de CO_2 em condições muito anóxicas (Equação 9).

$$CH_3COOH \rightarrow CO_2 + CH_4 \quad (8)$$

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O \quad (9)$$

As medições das concentrações de CO_2 e CH_4 nos queimadores do ACJC indicam que a maioria da área do aterro já atingiu um estágio metanogênico (Figura 10). A correlação linear entre CO_2 e CH_4, bem como a proporção próxima de 1:1 para essas espécies de gás, apontam para fermentação do CH_3COOH como o principal processo metanogênico no aterro (Equação 8).

O desvio em direção a um enriquecimento de CH_4 ligeiramente ao longo da linha de correlação pode ser explicado pela menor solubilidade desse gás na água em relação ao CO_2 (Diamond & Akinfiev, 2003; Yamamoto *et al*., 1976). A Figura 10 sugere ainda que outras reações estão mudando CH_4/CO_2 razão da fase gasosa, conforme indicado por pontos de dados que traçam no canto superior direito da Figura 10. Desde o fracionamento de uma mistura de CO_2 + CH_4 parecer irreal para explicar as variações nesta proporção, nós argumentamos que o CO_2 ou o CH_4 são produzidos ou consumidos no sistema. Pontos de dados com CH_4/CO_2 <1, indicado na Figura 10 como depleção de CH_4, sugerem que este gás foi convertido em CO_2 por reações de oxidação ou não é produzido. Ambos os cenários podem ser explicados por um aumento de oxigênio no sistema. Em contraste, pontos de dados com CH_4/CO_2> 1 sugerem que o CO_2 foi convertido em CH_4 por redução ou que outras reações estão ocorrendo. Este último cenário está provavelmente relacionado a áreas com um alto nível de confinamento dentro do aterro.

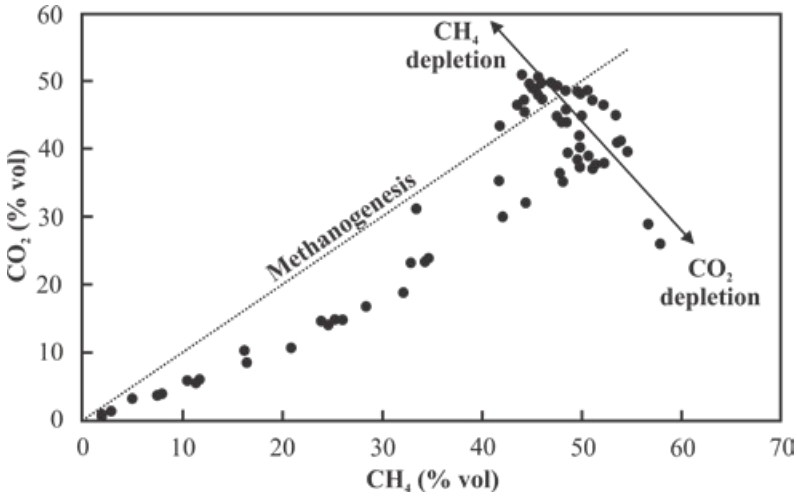


Figura 10. Correlação entre as concentrações de CO_2 e CH_4 nos queimadores de biogás dispostos no maciço central do ACJC. As concentrações estão em% vol. Setas e linha pontilhada indicam processos que podem estar ocorrendo

8.2 Reações Redox e Disponibilidade de Matéria Orgânica

As reações redox podem ocorrer na presença de oxigênio, conhecidas como oxidação aeróbica, ou em presença de receptores terminais de elétrons (por exemplo, nitrato, manganês, oxi-hidróxido de ferro III e sulfato), conhecido como oxidação anaeróbia. A matéria orgânica será oxidada pela oxidação aeróbia enquanto o oxigênio ainda estiver disponível. Uma vez que este componente se esgota e o potencial redox diminui, microrganismos anaeróbios iniciam a decomposição da matéria orgânica na presença de receptores terminais de elétrons. Em condições Eh inferiores, e uma vez que esses agentes redox estão esgotados, inicia-se a metanogênese (Rivett *et al*., 2008). No caso do ACJC, os dados aqui discutidos indicam que a matéria orgânica do aterro está sendo decomposta por oxidação aeróbia, oxidação anaeróbica e metanogênese. A natureza do processo principal que rege a decomposição orgânica será altamente dependente da variação da topografia do aterro e das propriedades hidráulicas do material enterrado. Por

exemplo, a não existência de cobertura ou a existência de uma cobertura heterogênea no local afetam a circulação local de fluidos, uma vez que diferentes áreas e profundidades do aterro terão uma susceptibilidade distinta à oxigenação por eventos de infiltração de água da chuva.

A Figura 11 exibe diagramas de Eh-pH mostrando a localização dos cinco locais de amostragem de lixiviado em relação a: (A) seu ambiente, (B) sistema N-O-H, (C) sistema F-C-O-H e (D) sistema S-O-H. Os locais de amostragem do ACJC são plotados em diferentes faixas de Eh-pH, o que implica que cada local é dominado por processos redox específicos. Por exemplo, os locais D4 e L1 podem ser caracterizados como ambientes oxidantes, o local D2 como um ambiente transicional e os locais D3 e D5 como um ambiente transicional para o redutor (Figura 11A).

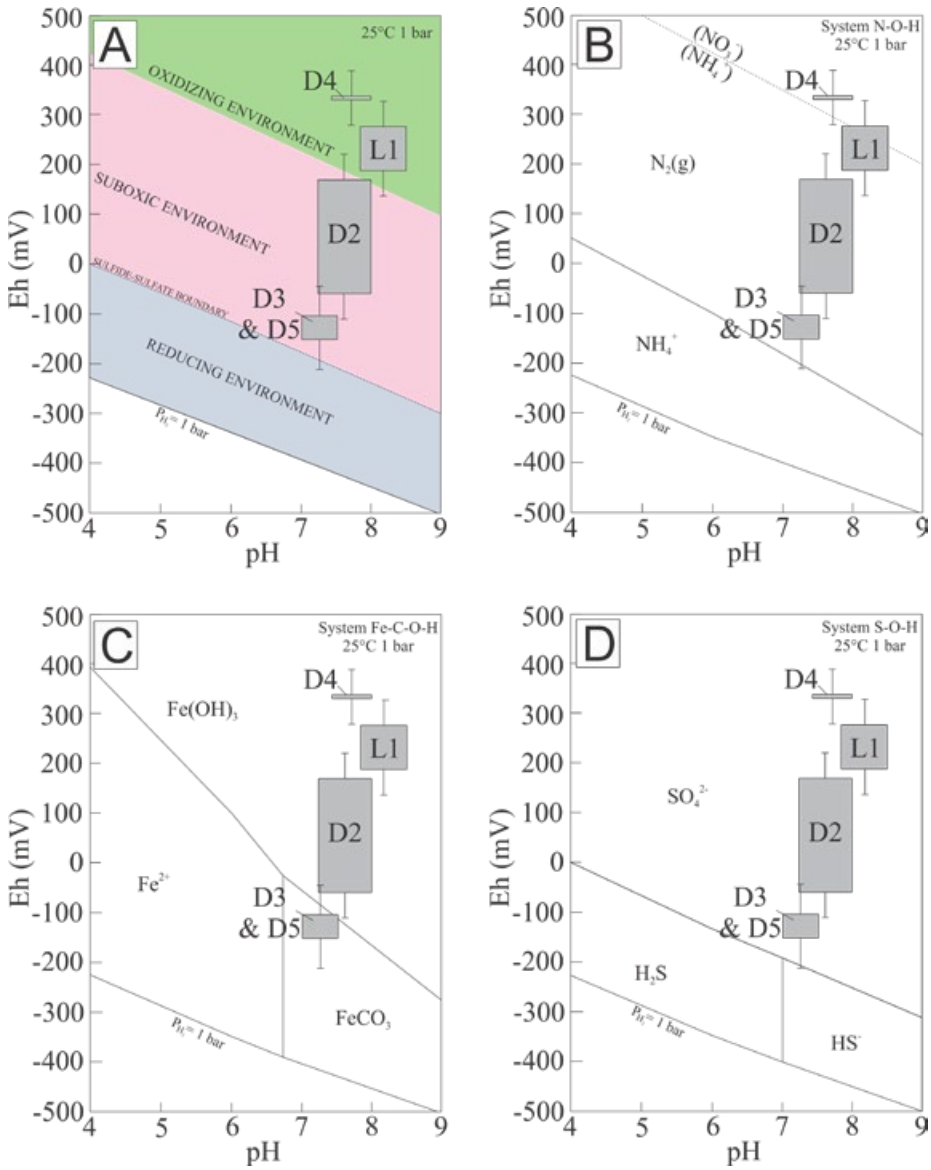


Figura 11. Diagramas de Eh-pH mostrando os locais L1, D2, D3, D4 e D5 em relação a: A. O tipo de ambiente; B. Sistema N-O-H; C. Sistema Fe-C-O-H; e D. Sistema S-O-H. As barras verticais mostram a variação de ± 50 mV na faixa de Eh. Diagramas Eh-pH adaptado de Brookins (1988)

As reações de oxidação observadas nos pontos L1 e D4 resultam na produção de CO_2 acompanhada por uma diminuição do pH e DOC, o que é comumente relatado em tais condições (Kjeldsen *et al*., 2002). Essas evidências são demonstradas na Figura 12. Particularmente no ponto L1, que está em contato com a atmosfera, a evidência de oxidação aeróbia é observada após um evento de chuva, conforme indicado pela correlação positiva entre DOC, pH e OD representada na Figura 12. A quantidade de oxigênio disponível não apenas dará suporte ao processo de respiração aeróbica, mas também irá oxidar espécies reduzidas presentes no sistema. Durante a estação seca, o esgotamento dos receptores de elétrons no ponto L1 leva à degradação da matéria orgânica por metanogênese, conforme indicado pelos altos valores de δ^{13}C-DIC e pH. A mesma correlação positiva entre DOC, pH e DO é observada no local D4, entretanto há um atraso de cerca de dois meses para iniciar a reação de oxidação aeróbia. No local D2, essas correlações não são tão claras porque este local está em uma condição de transição entre óxido e anóxico (Figura 11).

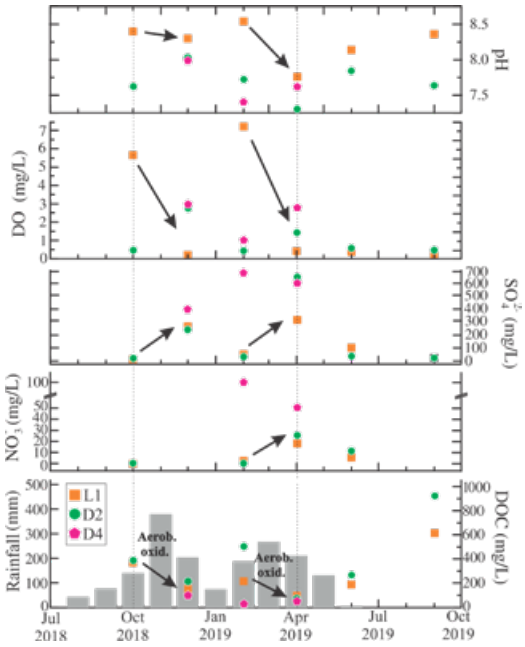


Figura 12. Correlação entre a precipitação (mm/mês) e as concentrações de DOC, NO_3^-, SO_4^{2-}, DO (em mg/L) e pH para os locais L1 (quadrados laranja), D2 (círculos verdes) e D4 (hexágonos rosas). As setas indicam o processo de oxidação aeróbia (Aerob. Oxid.). Linhas tracejadas verticais definem o período chuvoso entre outubro de 2018 e abril de 2019

Os pontos D3 e D5 apresentam as condições ambientais mais reduzidas, com valores negativos de Eh (SHE) mesmo durante a estação chuvosa (Tabela 1; Figura 11). Estes pontos apresentaram baixas concentrações de OD, com valores variando entre 0,20 mg/L e 0,06 mg/L (exceto o ponto D3 em outubro de 2018, OD = 1,08 mg/L). Esses pontos também têm altas concentrações de NH_4^+ (de 127,6 mg/L a 1305,7 mg/L) e baixas concentrações de NO_3^- (abaixo de 0,1 mg/L). A alta razão NH_4^+/NO_3^- reforça as condições redutoras (Eh < 0), em que o agente redox NO_3^- é reduzido a NH_4^+, conforme descrito anteriormente por Caschetto *et al*. (2018) e Rivett *et al*. (2008). Em condições mais redutoras, as espécies de ferro e sulfato também podem participar dos processos de oxidação da matéria orgânica. Conforme indicado pelas reações na Figura 11C e 11D, esses proces-

sos podem ocorrer dada a faixa de Eh-pH em que os pontos D3 e D5 estão plotados. Em um caso de redução de ferro, os microrganismos usam Fe $(OH)_3$ para consumir carbono orgânico, liberando Fe^{2+} (como $FeCO_3$) e H_2O (Lovley & Phillips, 1988; Weber *et al*., 2006). Conforme mostrado na Figura 13, o aumento na razão Fe^{2+}/Fe^{3+} nesses pontos é acompanhado por uma pequena diminuição nos valores DOC, o que pode indicar uma degradação anaeróbica pela redução do ferro.

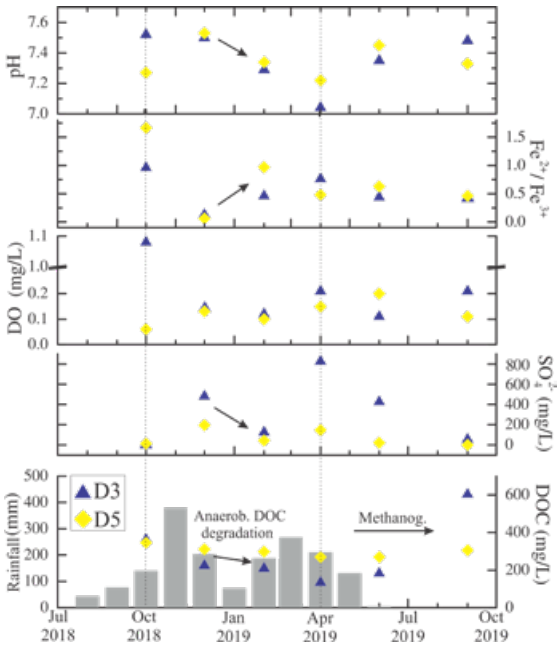


Figura 13. Correlação entre precipitação (mm/mês), DOC, disponibilidade de receptores de elétrons (SO_4^{2-}, DO, Fe^{2+}/Fe^{3+}) e pH para os pontos D3 (triângulos azuis) e D5 (diamantes amarelos). Anaerob. = Anaeróbio; Methanog. = Metanogênese. As linhas tracejadas verticais definem o período chuvoso entre outubro de 2018 e abril de 2019

Outros grupos de microrganismos, como bactérias redutoras de sulfato, podem usar SO_4^{2-} moléculas para oxidar matéria orgânica dissolvida, disponível no sistema, liberando HS-, HCO_3^-, H_2O e CO_2 (Liamleam & Annachhatre, 2007; Lovley & Phillips, 1988). Essas bactérias também podem usar H_2, para o qual irão competir com bactérias metanogênicas e acetogênicas, em condições muito reduzidas (Liamleam & Annachhatre, 2007). Uma diminuição na concentração de SO_4^{2-} combinada com uma diminuição de DOC observada na Figura 13, e o diagrama Eh-pH da Figura 11D, sugere que o processo de redução de sulfato também pode ser um processo de oxidação anaeróbica nos locais D3 e D5.

Na ausência de oxigênio e de receptores terminais de elétrons, a metanogênese é o principal processo orgânico de decomposição da matéria orgânica (Lovley & Phillips, 1988; Rivett *et al*., 2008). Conforme mostrado pela Figura 10, a metanogênese é um processo amplamente difundido no ACJC, sendo responsável pela maior parte da degradação da matéria. O aumento do OD durante a estação chuvosa pode afetar o processo de metanogênese, quando a decomposição da matéria orgânica pode ocorrer por oxidação aeróbia ou anaeróbia.

Argumentamos que a taxa de produção de CH_4 depende do nível de confinamento da amostra local, razão pela qual a Figura 10 exibe uma ampla gama de concentrações de biogás.

8.3 Variações δ^{13}C-DIC e a Estabilização do ACJC

O carbono inorgânico (δ^{13}C-DIC) das amostras de lixiviado do ACJC tem uma ampla faixa de composição isotópica. A maioria das pesquisas argumentam que essas variações estão relacionadas a reações bioquímicas dentro do aterro (Baedecker & Back, 1979; Conrad, 2005; Hackley *et al*., 1996; Mohammadzadeh & Clark, 2011; North *et al*., 2006; Wimmer *et al*., 2013). Após todas as análises realizadas no ACJC, reforçamos que, além dessas reações bioquímicas, a chuva desempenha um papel importante para transportar oxigênio para o aterro, levando a um aumento de OD e uma diminuição nos valores de δ^{13}C-DIC.

O processo de degradação da matéria orgânica é fortemente dependente de reações bioquímicas, que são relacionadas às variações nos parâmetros químicos e físicos do meio ambiente. Por exemplo, sob condições aeróbicas, CO_2 com baixos valores de δ^{13}C pode ser produzido diretamente a partir da oxidação da matéria orgânica. Conforme demonstrado por Wimmer *et al*. (2013), durante a fase aeróbia do aterro, δ^{13}C-DIC é principalmente dependente da assinatura δ^{13}C-DOC da matéria orgânica presente no resíduo orgânico, resultando em valores entre -20 ‰ e -25 ‰. Em contraste, em condições reduzidas, a fermentação do ácido acético (Equação 8) resultará na produção de CO_2 e CH_4 com uma razão molar próxima de 1: 1.

Por causa dos altos valores de fracionamento de isótopos de carbono entre CO_2 e CH_4 em baixas temperaturas (+ 68,2 ‰ a 25 °C; Bottinga, 1969), o balanço de massa indica que o CO_2 produzido por metanogênese geralmente terá um alto valor de δ^{13}C (Grossman *et al*., 2002; Hackley *et al*., 1996; North *et al*., 2006; Porowska, 2015; van Breukelen *et al*., 2003; Wimmer *et al*., 2013). Este é o caso da maioria das amostras de lixiviado do ACJC, que têm uma média de valores δ^{13}C de +13,3 ‰. Esses resultados estão de acordo com os valores experimentais relatados por Wimmer *et al*. (2013) para aterro sob condição metanogênica estável. Comparado com os valores de DIC, as assinaturas δ^{13}C-DOC, no ACJC, variam de -32,45 ‰ a -22,40 ‰ (média de -25,87 ‰) e indica que todos os locais têm um tipo semelhante de matéria orgânica.

As reações bioquímicas por si só conseguem explicar todas as variações dos isótopos de carbono observadas em ACJC, particularmente a alta razão CH_4/CO_2 de alguns poços de gás e a forte relação entre precipitação e valores de isótopos. As altas razões CH_4/CO_2 observadas na Figura 11 podem estar relacionadas à produção de CH_4 por redução de CO_2 em condições muito anóxicas. Devido aos altos valores de fracionamento dos isótopos de carbono entre CO_2 e CH_4 em baixas temperaturas (+68,2 ‰ a 25 °C; Bottinga, 1969), o CO_2 residual será muito enriquecido em 13C, conforme indicado pelos altos valores de δ^{13}C-DIC (+15 ‰ a + 19 ‰) observados em L1, D3 e D5 (Figura 14A). Em contraste, existem variações isotópicas nas amostras de lixiviado que estão fortemente relacionadas às mudanças no regime de chuvas, conforme observado no local L1 (Figura 14B).

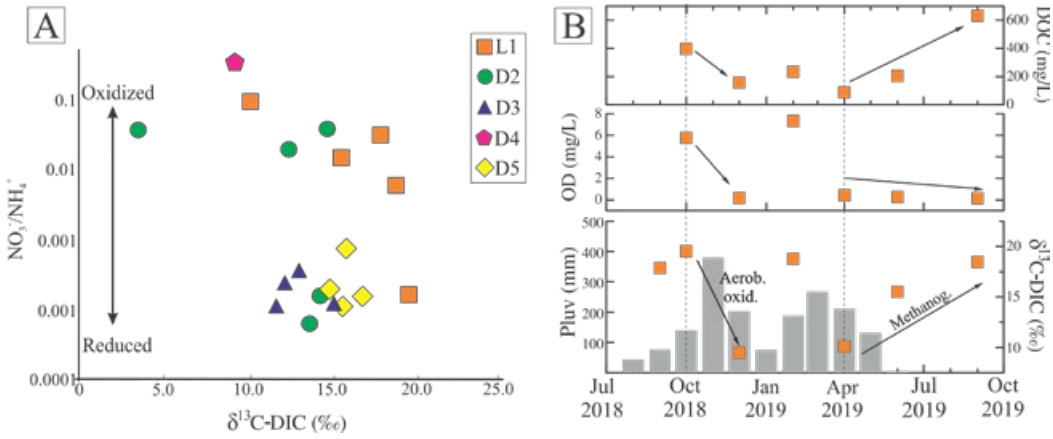


Figura 14. A. Valores de δ^{13}C-DIC dos locais de amostragem em comparação com a razão NO_3^-/NH_4^+; B. Variações do δ^{13}C-DIC para o local de amostragem L1 e sua relação com a disponibilidade de OD e DOC. As linhas tracejadas verticais definem o período chuvoso entre outubro de 2018 e abril de 2019

Dessa forma, a Figura 14A mostra que o aumento na razão NO_3^-/NH_4^+ é acompanhado por uma ligeira diminuição no δ^{13}C-DIC. A Figura 14B ilustra ainda a correlação entre recarga e variações de isótopos em que, após uma alta precipitação, conforme observado em novembro de 2018, o consumo de DOC está relacionado principalmente à oxidação aeróbia. A oxidação da matéria orgânica leva a uma entrada de CO_2 com δ^{13}C semelhante à assinatura δ^{13}C-DOC (aprox. -25,87 ‰), diminuindo, portanto, os valores de δ^{13}C-DIC. Além de produzir CO_2 diretamente da oxidação do DOC, o aumento no OD também pode interromper as reações metanogênicas e alterar a razão CH_4/CO_2 das espécies de carbono no sistema. Um aumento nos valores de δ^{13}C-DIC é notado no início da estação seca (representado pela segunda linha tracejada na Figura 14B), quando a produção de metano começa a prevalecer sobre outros processos anaeróbicos.

9. CONCLUSÕES

A utilização de isótopos estáveis de carbono como ferramenta complementar de avaliação ambiental de áreas degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos mostrou-se totalmente eficaz para a determinação das etapas de decomposição da matéria orgânica e seu estágio de estabilização no antigo Aterro Controlado do Jockey Clube.

Com base em nossos dados, a água da chuva desempenha um papel importante no transporte de oxigênio para o aterro sanitário e afeta diretamente a produção de metano. O oxigênio controla a disponibilidade de receptores de elétrons, como SO_4^{2-} e NO_3^-, e a adição de CO_2 com assinatura isotópica negativa ao reservatório de DIC.

Conforme demonstrado na Figura 12, os eventos de chuva fornecem um aumento na OD, o que leva à oxidação da matéria orgânica disponível. Este processo é eficaz na redução de longo prazo de emissões de contaminantes e gases (van Turnhout *et al*., 2018; Wang *et al*., 2006). Contudo, em termos de produção de CH_4, a oxigenação não é uma boa prática. Nossos dados sugerem que uma depleção de CH_4 está relacionada a um processo de oxidação ou este não foi produzido devido à alta disponibilidade de OD ou receptores de elétrons, como NO_3^-, Fe^{3+} (como $Fe(OH)_3$) e SO_4^{2-}. Os dados isotópicos de amostras de lixiviado e medições de gás sugerem que a maior parte do ACJC está ligada à fase de metanogênese estável. Variações na relação CH_4/CO_2 indicam que esses gases estão sendo produzidos ou consumidos dentro do sistema de aterro. Esses processos são apoiados por dados químicos e isotópicos de amostras de lixiviado. Por exemplo, a redução de CO_2 é indicada pelos altos valores de δ^{13}C-DIC (+15 ‰ a + 19 ‰) observados em L1, D3 e D5.

O ACJC é um sistema químico complexo com circulação de fluido heterogênea. A degradação da matéria orgânica pode ocorrer por oxidação aeróbia, anaeróbia e metanogênese, dependendo da suscetibilidade à recarga do aterro. Concluímos que, para melhorar a produção de metano no ACJC, a operação do aterro deve evitar o influxo de água da chuva e definir um procedimento fechado de recirculação do lixiviado.

REFERÊNCIAS

[1] ADEOLU, A. O.; ADA, O. V.; GBENGA, A. A.; ADEBAYO, O. A. (2011). *Assessment of groundwater contamination by leachate near a municipal solid waste landfill*. African Journal of Environmental Science and Technology 5 (11), p. 933-940.

[2] AGHDAM, E. F.; SCHEUTZ, C.; KJELDSEN, P. (2018). *Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow*. Waste Management 87, p. 905-914.

[3] ALBRECHTSEN, H. J.; BJERG, P. L.; LUDVIGSEN, L.; RÜGGE, K.; CHRISTENSEN, T. H. (1999). *An anaerobic field injection experiment in a landfill leachate plume, Grindsted, Denmark. 2. Deduction of anaerobic (methanogenic, sulfate-, and Fe(III)-reducing) redox conditions*. Water Resources Research 35 (4), p. 1.247-1.256.

[4] AMORIM, V. P.; AGUIAR, M. I. O. (1978). A*s Características Físicas e Químicas do Lixo do Distrito Federal – SLU/GDF*. Relatório Técnico, Brasília, DF, 31 p.

[5] ARAÚJO, R. N. G. (1996). *Estudos Geoquímicos da Contaminação dos Recursos Hídricos e sua Propagação nas Adjacências do Aterro de Resíduos Sólidos Jockey Club-DF*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 74 p.

[6] ATEKWANA, E. A.; KRISHNAMURTHY, R. V. (2004). *Investigating landfill-impacted groundwater seepage into headwater streams using stable carbon isotopes*. Hydrological Processes 18 (10), p. 1.915-1.926.

[7] BAEDECKER, M. J.; BACK, W. (1979). *Hydrogeological Processes and Chemical Reactions at a Landfill*. Ground Water 17 (5), p. 429-437.

[8] BARBOSA, L. Q.; BERNARDES, R. S.; BRITO, A. J. (2015). *Propostas de Remediação de Área Degradada por Resíduos Sólidos Urbanos – Estudo de Caso Aterro Jokey Club Brasília, DF*, in: XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, p. 1-10.

[9] BARELLA, C. F.; BACELLAR, L. DE A. P.; NALINI, H. A. (2013). *Influence of the natural oxidation of the leachate organic fraction from a landfill on groundwater quality*, Belo Horizonte: Minas Gerais, south-eastern Brazil. Environmental Earth Sciences 70 (5), p. 2.283-2.292.

[10] BARLAZ, M. A.; HAM, R. K. (1993). *Leachate and gas generation, in: Daniel D.E. (Eds.), Geotechnical Practice for Waste Disposal*. Springer, Boston, p. 113-136.

[11] BOCKHEIM, J. G.; GENNADIYEV, A. N. (2000). *The role of soil-forming processes in the definition of taxa in Soil Taxonomy and the World Soil Reference Base*. Geoderma 95, p. 53-72.

[12] BÖHLKE, J. K.; SMITH, R. L.; MILLER, D. N. (2006). *Ammonium transport and reaction in contaminated groundwater: Application of isotope tracers and isotope fractionation studies*. Water Resources Research 42 (5), p. 1-19.

[13] BOTZ, R.; POKOJSKI, H.-D.; SCHMITT, M.; THOMM, M. (1996). *Carbon isotope fractionation during bacterial methanogenesis by CO_2 reduction*. Organic Geochemistry 25 (3-4), p. 255-262.

[14] BOZKURT, S.; MORENO, L.; NERETNIEKS, I. (1999). *Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release*. Science of the Total Environment 228 (2-3), p. 135-152.

[15] CARNEIRO, G. A. (2002*). Estudo de Contaminação do Lençol Freático sob a Área do Aterro de Lixo do Jockey Club-DF e suas Adjacências*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 140 p.

[16] CASCHETTO, M.; ROBERTSON, W.; PETITTA, M.; ARAVENA, R. (2018). *Partial nitrification enhances natural attenuation of nitrogen in a septic system plume*. Science of the Total Environment 625, p. 801-808.

[17] CASTAÑEDA, S. S.; SUCGANG, R. J.; ALMONEDA, R. V.; MENDOZA, N. D. S.; DAVID, C. P. C. (2012). *Environmental isotopes and major ions for tracing leachate contamination from a municipal land fi ll in Metro Manila , Philippines*. Journal of Environmental Radioactivity 110, p. 30-37.

[18] CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.; HERON, G. (2001). *Biogeochemistry of landfill leachate plumes*. Applied Geochemistry 16, p. 659–718.

[19] CONRAD, R. (2005). *Quantification of methanogenic pathways using stable carbon isotopic signatures: A review and a proposal*. Organic Geochemistry 36, p. 739-752.

[20] COSSU R.; MORELLO L.; RAGA R.; CERMINARA G. (2016). *Biogas production enhancement using semi-aerobic pre-aeration in a hybrid bioreactor landfil*. Waste Management 55, p. 83-92.

[21] DEL REY, G. O. (2020a). *Metanogênese e Variações Isotópicas do Carbono em Ambiente de Deposição de Resíduos Sólidos*: o aterro controlado do Jockey Club de Brasília - DF. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, DF.

[22] DEL REY, G. O.; SANTOS, R. V.; CUNHA, L. S.; FERREIRA, G. S. (2020b). Seasonal variations of geochemical parameters for a tropical landfill: implications for landfill stabilization. *Applied Geochemistry*, v. 121, p. 1-9.

[23] DIAMOND, L. W.; AKINFIEV, N. N. (2003). *Solubility of CO_2 in water from -1.5 to 100°C and from to 100 MPa: evaluation of literature data and thermodynamic modelling*. Fluid Phase Equilibria 208, p. 265-290.

[24] ENGELMANN, P. DE M.; DOS SANTOS, V. H. J. M.; MOSER, L. I.; DO CANTO BRUZZA, E., BARBIERI, C. B.; BARELA, P. S.; DE MORAES, D. P.; AUGUSTIN, A. H.; GOUDINHO, F. S.; MELO, C. L.; KETZER, J. M. M.; RODRIGUES, L. F. (2017). *Environmental monitoring of water resources around a municipal landfill of the Rio Grande do Sul state*, Brazil. Environmental Science and Pollution Research 24 (26), p. 1-14.

[25] ENGELMANN, P. M.; SANTOS, V. H. J. M.; BARBIERI, C. B.; AUGUSTIN, A. H.; KETZER, J. M. M.; RODRIGUES, L. F. (2018). *Environmental monitoring of a landfill area through the application of carbon stable isotopes, chemical parameters and multivariate analysis*. Waste Management 76, p. 591-605.

[26] GOODDY, D. C.; MACDONALD, D. M. J.; LAPWORTH, D. J.; BENNETT, S. A.; GRIFFITHS, K. J.; (2014). *Nitrogen sources, transport and processing in peri-urban floodplains*. Science of the Total Environment, p. 494-495, p. 28-38.

[27] GROSSMAN, E. L.; CIFUENTES, L. A.; COZZARELLI, I. M. (2002). *Anaerobic methane oxidation in a landfilll-leachate plume*. Environmental Science & Technology 36 (11), p. 2.436-2.442.

[28] GURIJALA, K. R.; SUFLITA, J. M. (1993). *Environmental Factors Influencing Methanogenesis from Refuse in Landfill Samples*. Environmental Science & Technology 27 (6), p. 1.176-1.181.

[29] HAARSTAD, K.; MÆHLUM, T. (2013). *Tracing solid waste leachate in groundwater using $\delta^{13}C$ from dissolved inorganic carbon*. Isotopes in Environmental and Health Studies 49 (1), p. 48-61.

[30] HACKLEY, K. C.; LIU, C. L.; COLEMAN, D. D. (1996). *Environmental Isotope Characteristics of Landfill Leachates and Gases*. Ground Water 34 (5), p. 827-836.

[31] HAN, D.; TONG, X.; CURRELL, M. J.; CAO, G.; JIN, M.; TONG, C. (2014). *Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China*. Journal of Geochemical Exploration 136, p. 24-39.

[32] HE, X.; XI, B.; WEI, Z.; JIANG, Y.; GENG, C.; YANG, Y. (2011). *Physicochemical and spectroscopic characteristics of dissolved organic matter extracted from municipal solid waste (MSW) and their influence on the landfill biological stability*. Bioresource Technology 102 (3), p. 2.322-2.327.

[33] HOEFS, J. (2009). *Stable Isotope Geochemistry*, sixth ed. Springer, Göttingen.

[34] KIM, K. (2006). *Emissions of reduced sulfur compounds (RSC) as a landfill gas (LFG): A comparative study of young and old landfill facilities*. Atmospheric Environment 40, p. 6.567- 6.578.

[35] KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. (2002). *Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 32(4), p. 297-336.

[36] LEE, K.; KO, K. (2006). *Stable isotopic evidence of biodegradation in a landfill site*. Geochimica et Cosmochimica Acta 70, A349.

[37] LEE, G. F.; JONES-LEE, A. (2004). *Flawed technology of Subtitle D Landfilling of Municipal Solid Waste*.

[38] LIAMLEAM, W.; ANNACHHATRE, A. P. (2007). *Electron donors for biological sulfate reduction*. Biotechnology Advances 25, p. 452-463.

[39] LISK, D. J. (1991). *Environmental effects of landfills*. Science of the Total Environment 100, p. 415-468.

[40] LOIZIDOU, M.; KAPETANIOS, E. G. (1993). *Effect of leachate from landfills on underground water quality*. Science of the Total Environment 128, p. 69-81.

[41] LOVLEY, D. R.; PHILLIPS, E. J. P. (1988). *Novel Mode of Microbial Energy Metabolism : Organic Carbon Oxidation Coupled to Dissimilatory Reduction of Iron or Manganese*. Applied and Environmental Microbiology 54 (6), p. 1.472-1.480.

[42] MACFARLANE, D. S.; CHERRY, J. A.; GILLHAM, R. W.; SUDICKY, E. A. (1983). *Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study. 1) Groundwater flow and plume delineation*. Journal of Hydrology 63, p. 1-29.

[43] MATSUFUJI, Y.; HANASHIMA, M.; NAGANO, S.; TANAKA, A. (1993). *Generation of greenhouse effect gases from different landfill types*. Engineering Geology 34, p. 181-187.

[44] MOHAMMADZADEH, H.; CLARK, I. (2008). *Degradation pathways of dissolved carbon in landfill leachate traced with compound-specific 13C analysis of DOC*. Isotopes in Environmental and Health Studies 44 (3), p. 267-294.

[45] MOHAMMADZADEH, H.; CLARK, I. (2011). *Bioattenuation in Groundwater Impacted by Landfill Leachate Traced with* $\delta^{13}C$. Ground Water 49 (6), p. 880-890.

[46] NAG, M.; SHIMAOKA, T.; KOMIYA, T. (2016). *Impact of intermittent aerations on leachate quality and greenhouse gas reduction in the aerobic – anaerobic landfill method*. Waste Management 55, p. 71-82.

[47] NAG, M.; SHIMAOKA, T.; KOMIYA, T. (2018). *Influence of operations on leachate characteristics in the Aerobic-Anaerobic Landfill Method*. Waste Management 78, p. 698-707.

[48] NORDSTROM, D. K.; WILDE, F. D. (2005). *Reduction- 6.5 Oxidation potential (electrode method)*, in: Reduction-Oxidation Potential, Version 1.2. p. 1-21.

[49] NORTH, J. C.; FREW, R. D.; PEAKE, B. M. (2004). *The use of carbon and nitrogen isotope ratios to identify landfill leachate contamination: Green Island Landfill, Dunedin, New Zealand*. Environmental International 30 (5), p. 631-637.

[50] NORTH, J. C.; FREW, R. D.; VAN HALE, R. (2006). *Can stable isotopes be used to monitor landfill leachate impact on surface waters?* Journal of Geochemical Exploration 88, p. 49-53.

[51] O'LEARY, M. H. (1988). *Carbon Isotopes in Photosynthesis. BioScience 38(5), 328-336. Pacheco, W.L., 2012. Águas Subterrâneas do Distrito Federal - Efeito de Sazonalidade e Características Associadas aos Isótopos de Deutério, Oxigênio e Carbono*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 145 p.

[52] POROWSKA, D. (2016). *Assessment of a degree of geochemical maturation and activity of a closed landfill site in Poland*. Environmental Earth Science 75 (4), p. 1-8.

[53] REINHART, D.; MCCREANOR, P. T.; TOWNSEND, T. G. (2002). *The bioreactor landfill: Its status and future*. Waste Management & Research 20, p. 172-186.

[54] RIVETT, M. O.; BUSS, S. R.; MORGAN, P.; SMITH, J. W. N.; BEMMENT, C. D. (2008). *Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes*. Water Research 42 (16), p. 4.215-4.232.

[55] SHALINI, S. S.; KARTHIKEYAN, O. P.; JOSEPH, K. (2010). *Bioresource Technology Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment*. Bioresource Technology 101 (3), p. 845-852.

[56] TCHOBANOGLOUS, G.; O'LEARY, P. R. (2002). *Landfilling*, in: Tchobanoglous G., Kreith F. (Eds.), Handbook of Solid Waste Management. McGraw-Hill, New York, p. 14.1-14.93.

[57] VAN BREUKELEN, B. M.; RÖLING, W. F. M.; GROEN, J.; GRIFFIOEN, J.; VAN VERSEVELD, H. W. (2003). *Biogeochemistry and isotope geochemistry of a landfill leachate plume*. Journal of Contaminant Hydrology 65, p. 245-268.

[58] VAN TURNHOUT, A. G.; BRANDSTÄTTER, C.; KLEEREBEZEM, R.; FELLNER, J.; HEIMOVAARA, T. J. (2018). *Theoretical analysis of municipal solid waste treatment by leachate recirculation under anaerobic and aerobic conditions*. Waste Management 71, p. 246-254.

[59] VIOLLIER, E.; INGLETT, P. W.; HUNTER, K.; ROYCHOUDHURY, N.; VAN CAPPELLEN, P. (2000). *The Ferrozine Method Revisited: Fe (II)/Fe (III) Determination in Natural Waters*. Applied Geochemistry 15 (6), p. 785-790.

[60] WANG, Q.; MATSUFUJI, Y.; DONG, L.; HUANG, Q.; HIRANO, F.; TANAKA, A. (2006). *Research on leachate recirculation from different types of landfills*. Waste Management 26, p. 815-824.

[61] WARITH, M. A. (2003). *Solid waste management – New trends in landfill design*. Emirates Journal for Engineering Research 8 (1), p. 61-70.

[62] WEBER, K. A.; ACHENBACH, L. A.; COATES, J. D. (2006). *Microorganisms pumping iron: anaerobic microbial iron oxidation and reduction*. Nature Reviews 4, p. 752-764.

[63] WIMMER, B.; HRAD, M.; HUBER-HUMER, M.; WATZINGER, A.; WYHLIDAL, S.; REICHENAUER, T. G. (2013). *Stable isotope signatures for characterising the biological stability of landfilled municipal solid waste*. Waste Management 33 (10), p. 2.083-2.090.

[64] YAMAMOTO, S.; ALCAUSKAS, J. B.; CROZIER, T. E. (1976). *Solubility of Methane in Distilled Water and Seawater*. Journal of Chemical and Engineering Data 21 (1), p. 78-80.

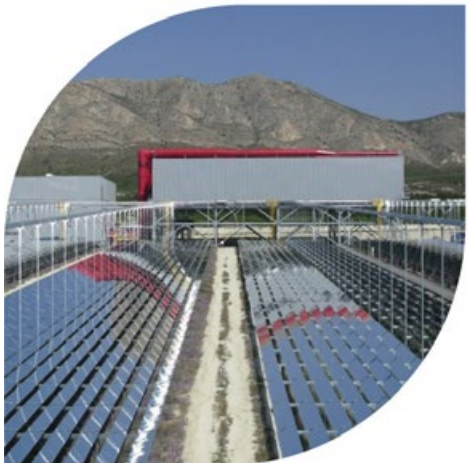
[65] ZHOU, Y.; GUO, H.; LU, H.; MAO, R.; ZHENG, H.; WANG, J. (2015). *Analytical methods and application of stable isotopes in dissolved organic carbon and inorganic carbon in groundwater*. Rapid Communications in Mass Spectrometry 29 (19), p. 1.827-1.835.

[66] ZMORA-NAHUM, S.; MARKOVITCH, O.; TARCHITZKY, J.; CHEN, Y. (2005). *Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity*. Soil Biology & Biochemistry 37, p. 2.109-2.116.

CAPÍTULO 14

Implantação de Sistemas Energéticos Híbridos em Aterros Encerrados

Antonio Cesar Pinho Brasil Junior
Sergio de Oliveira Frontin
Luciano Soares da Cunha



RESUMO

Neste capítulo, discute-se um arranjo operacional integrado para a remediação dos impactos ambientais de áreas de aterro associado à implantação de um sistema híbrido de geração de eletricidade, que utiliza potenciais energéticos dos resíduos sólidos associados e aproveitamento de energia solar. Este sistema compõe, assim, um Hub Energético Sustentável, que pode proporcionar benefícios amplos, no processo de recuperação de uma área de aterro fechado. Um estudo de casos para o aterro do Jockey Clube de Brasília é apresentado.

1. INTRODUÇÃO

O encerramento do fluxo de atividades de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos em aterros controlados é uma situação que muitas municipalidades deverão enfrentar como parte de um ciclo natural de apropriação e destinação de uma determinada área que, ao longo de algumas décadas, acumulou uma quantidade importante de lixo aterrado. Parte do volume destes resíduos foi neutralizada pelo decaimento natural dos componentes biodegradáveis, e uma outra parte se manterá inerte ou ainda ambientalmente ativa em subsolo ao longo de décadas após o fechamento. O planejamento e operacionalização da gestão da área após o fechamento é um grande desafio para municipalidades (*e.g.* Aleya, Grisey, Bourioug, Bourgeade, & Bungau, 2019; Grossule, 2020).

Inicialmente cabe pontuar que o histórico das condições de uso de um aterro modifica-se ao longo de seu tempo de vida útil, como consequência da dinâmica própria da população urbana desservida pelo sistema de coleta e disposição, bem como dos processos decisórios da gestão local de Resíduos Sólidos Urbanos. Portanto, o fechamento de um aterro não é uma operação trivial. Em particular, em países emergentes tais como no Brasil, onde as regiões urbanas vêm apresentando uma forte modificação de seus padrões de consumo e do montante de populações em cidades, a operação de fechamento de aterros está associada a um conjunto amplo de variáveis ambientais, econômicas e sociais (ABRELPE & ISWA, 2016) que apresentam uma forte incerteza em sua determinação e prognósticos.

O passivo deixado em um aterro, que perdurará por mais algumas décadas, gerará custos para a sociedade associados à gestão dos impactos deixados por gerações passadas. Trata-se, portanto, de uma situação que quebra preceitos fundamentais da sustentabilidade intergeracional. Nesse sentido, a gestão ambiental urbana deve promover soluções adequadas, reduzindo impactos ambientais e econômicos dos passivos, pela força da legislação ambiental vigente ou pelos próprios compromissos de sociedade em relação ao manejo de Resíduos Sólidos Urbanos.

A questão de encerramento de aterros vem sendo uma preocupação de municipalidades, tendo em vista alguns condicionantes:

- áreas de aterros nem sempre foram selecionadas de forma técnica adequada. O histórico de apropriação de uma área para a disposição de Resíduos Sólidos Urbanos, em geral, foi uma consequência de decisões baseadas no menor custo e, em muitas vezes, fruto de pouco estudo técnico consistente, em particular em relação com as

preocupações ambientais que vinham sendo consideradas marginais em algumas épocas passadas. A evolução dos parâmetros técnicos e dos condicionantes ambientais ao longo da vida do aterro caracterizou áreas originais de disposição de resíduos em um grande problema urbano. Soma-se a isso o fato de que a disposição de resíduos durante décadas conviveu com diferentes cenários de políticas públicas municipais, algumas tecnicamente adequadas, outras nem tanto. No Brasil, o número de aterros controlados que deveriam ter sido fechados há uma década é relevante, e esta situação não é mais compatível com o padrão ambiental desejável da sociedade brasileira contemporânea;

- a dinâmica do espaço urbano de vizinhança modifica-se fortemente ao longo das décadas da existência de um aterro. No decorrer da história de ocupação do espaço de uma cidade, a área de aterro originalmente selecionada é eventualmente confrontada a compartilhar vizinhança com novos bairros ou novas destinações de áreas a serem preservadas. Nesse sentido, o aterro torna-se incompatível com o espaço que ocupa, gerando importantes conflitos socioambientais de vizinhança. Isso amplifica o problema e pressiona por uma solução de urgência. No entanto, no fechamento, livra-se do problema do fluxo de aterramento e enterra-se literalmente o problema socioambiental visível;

- os custos de manutenção adequada e de infraestrutura de gestão ambiental do passivo são relevantes e se transformam em um problema orçamentário para municipalidades. Muitas vezes, particularmente em municípios pequenos e médios, simplesmente abandonam-se a área e seus controles ambientais. O investimento na mitigação (parcial ou total) é um custo econômico e político que nem sempre é considerado prioritário; e

- embora normativas ambientais urbanas tenham evoluído consideravelmente ao longo de décadas, elas são dificilmente incorporadas adequadamente às prioridades municipais. A solução definitiva de áreas de aterros encerrados é uma decisão política que, em geral, é postergada. No entanto, isso se torna objeto de pressão da sociedade por meio de seus mecanismos de controle da gestão pública, transformando o problema do passivo ambiental em ações de responsabilização jurídica de gestores públicos.

Nesse sentido, as soluções de remediação de áreas de aterros encerrados se fazem necessárias, seja pelo estabelecimento do acompanhamento ambiental de longo termo da área, envolvendo empresas de gestão ambiental públicas ou privadas (*business as usual* – com gestão da situação e pequenas manutenções da área), ou alternativamente por ações mais consistentes de transformação planejada, utilizando soluções adequadas e inovadoras para uma readequação e uso alternativo da área do aterro. Esta última solução, mais moderna e transformadora, parece ser uma abordagem mais conveniente e compatível com os preceitos de sociedade sustentável, compatível com objetivos de desenvolvimento sustentável acordados junto à Organização das Nações Unidas (ONU, 2015).

No sentido de mitigar a situação de uma área de aterro encerrado, o presente capítulo aborda uma solução de aproveitamento final do potencial remanescente do lixo, combinando uma ação de gestão ambiental integrada com soluções energéticas híbridas (em particular com sistemas de energia solar). Dessa maneira, pretende-se transformar a área do aterro em um Hub Energético Sustentável (ver Capítulo 2), integrando os benefícios econômicos da eletricidade produzida na área com o investimento em tecnologias de redução de passivo ambiental associados à redução de emissões de gases de efeito estufa e de lixiviado em subsolo. A instalação desta plataforma energética e ambiental será então discutida no presente capítulo.

2. MITIGAÇÃO DE PASSIVOS AMBIENTAIS E PRODUÇÃO DE ELETRICIDADE

A mitigação e redução dos passivos ambientais em aterros desativados é uma operação bastante comum na recuperação de antigas áreas de transformação industrial (Hou, 2019; Song *et al*., 2018). Nesta situação específica, uma recuperação de terreno se faz necessária, envolvendo movimentação e descontaminação de um grande volume de material de solo e subsolo. Dessa maneira, a área pode ser tecnicamente remediada (totalmente ou parcialmente), limitando, no entanto, seu uso final à convivência com riscos ambientais remanescentes depois das operações de descontaminação, sejam estes de origem geotécnica ou aqueles associados aos traços químicos residuais ainda existentes (Hou, 2019). O estado final da mitigação dos impactos ambientais de uma área contaminada está relacionado diretamente aos investimentos engendrados nos processos de eliminação de riscos ambientais através da descontaminação de solos. Isto deve ser comparado aos benefícios a serem proporcionados (sociais, econômicos e/ou ambientais), definindo, assim, uma estratégia para realização do processo de transformação da área contaminada, ou, alternativamente, manejá-la adequadamente para que os impactos sejam atenuados ao longo do tempo (ou, em certas situações, neutralizados). Muitas áreas industriais contaminadas repousaram durante décadas, até que uma decisão de se remediarem os riscos remanescentes fosse tomada - dada a complexidade da operacionalização deste procedimento em algumas situações.

No caso de Resíduos Sólidos Urbanos, o processo de transformação da área original de aterro envolve procedimentos associados à mineração do resíduo remanescente, na oxidação do metano residual e na drenagem/tratamento do chorume (Frändegård, Krook, & Svensson, 2015; Hogland, 2002; Hogland, Marques, & Nimmermark, 2004; Hogland *et al*., 2004; Ye, Chen, Chen, & Bate, 2019). Este é um processo tecnicamente viável na maior parte das situações. No entanto, sua implementação é fortemente dependente dos fatores econômicos associados aos custos da operação - em contrapartida aos ganhos na valorização da área recuperada (Frändegård *et al*., 2015). A literatura sobre a remediação de aterros urbanos aponta que este processo apresenta que os custos de movimentação e descontaminação de solo (em $/ton) podem ser reduzidos pela metade se a operação envolver uma estratégia integrada de aproveitamento dos recursos de fim de vida de resíduos através da reciclagem e da recuperação energética.

Avaliações estratégicas de transformação de áreas de aterros encerrados vêm sendo conduzidas em vários países (Calderón Márquez, Cassettari Filho, Rutkowski, & de Lima, Isaac, 2019; Johansson, Krook, & Eklund, 2017; Winterstetter, Wille, Nagels, & Fellner, 2018), e grande parte das soluções envolvem o uso de ações através dos processos de mineração de resíduos combinados com a recuperação energética em fim de vida. Isto se insere, portanto, no cenário estabelecido no presente trabalho, que visa propor um sistema híbrido de produção de eletricidade integrado aos processos de mitigação ambiental.

Com base no conceito de mineração ampliada para aterros (*enhanced mining*), discutido no Capítulo 10 e em algumas referências recentes (Burnside, 2018; Hernández Parrodi *et al*., 2019; Pastre *et al*., 2018), um diagrama sistêmico de operação da operação de remediação pode ser consolidado, tal como apresentado na Figura 1. Neste arranjo, centrado na operação de remediação, integra-se o processo de movimentação de solo com o aproveitamento final dos recursos de gás de aterro, cujo potencial ainda é importante no momento do fechamento da área. O planejamento técnico para exploração das diferentes áreas de mineração ampliada (escavação e extração de gás) modifica-se ao longo dos anos de remediação da área, tendo em vista o esgotamento dos potenciais energéticos remanescentes.

O sistema proposto é dinâmico e deve perdurar por anos, combinando, assim, aproveitamento energético e transformação da área do aterro. Ao longo deste processo, o gás de aterro é extraído e consumido em unidades de conversão com motores à combustão interna (ou em turbinas a gás), gerando, assim, eletricidade. A produção de gás esgota-se ao longo do tempo, liberando as células de disposição de resíduos do aterro para a mineração.

Tecnicamente, o rejeito térmico dos motores pode ser utilizado para o processamento do chorume residual, através de processo de destilação do volume remanescente (ou ainda aquele gerado pela infiltração natural ao longo do tempo da etapa de remediação).

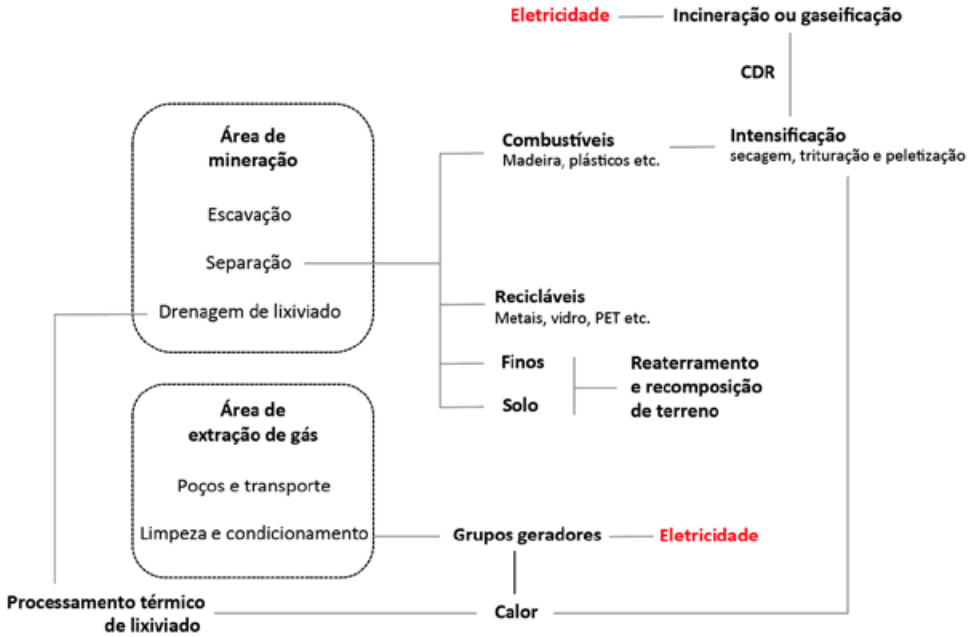


Figura 1. Fluxo de processamento para remediação de aterros encerrados a partir do conceito de mineração ampliada (Hernández Parrodi *et al*., 2019; Pastre *et al*., 2018)

No fluxo de mineração (Wolfsberger *et al*., 2016), os diferentes componentes do lixo residual são separados para reciclagem (metais, pneus, PET etc.) ou para uso como combustível (plásticos, madeira etc.). Este último componente é destinado à posterior incineração em ciclo de potência (ciclo Rankine vapor d'água, orgânico ou, ainda, utilizando gaseificação) e pode envolver uma etapa de intensificação pela secagem, trituração e peletização. A parte do volume residual de solo separado (finos e grossos) será novamente direcionada a aterramento para a recomposição final da área.

A centralidade do sistema proposto repousa na redução de custos do processo de remediação. A produção de eletricidade, cujo montante varia ao longo do tempo, integra-se ao balanço econômico da operação. A energia em forma de calor residual oriunda dos ciclos térmicos de potência pode ser utilizada para o processo de mitigação das emissões de chorume, a partir de processamento térmico evaporativo deste (Di Maria, Sisani, Contini, & Ghosh, 2018; Zhao, Xi, Liu, Su, & Liu, 2017).

A integração da recuperação energética neste arranjo apresenta algumas fragilidades quanto aos investimentos iniciais e seus riscos sistêmicos associados ao planejamento e equilíbrio de custos de operação:

- o manejo da extração e uso de gás de aterro, associado à movimentação de solo em áreas adjacentes, pode comprometer o montante do potencial energético de gás de aterro. Esta intervenção deve ser adequadamente planejada no sentido de garantir o suprimento de gás para as unidades motogeradoras, que viabilizem o equilíbrio energético e econômico do projeto; e

- o volume de componentes combustíveis residuais do aterro (plástico, madeira etc.) certamente não garantirá o investimento em uma unidade termoelétrica própria baseada na tecnologia de incineração direta. A experiência internacional demonstra que ciclos de potência, que envolvem a combustão de resíduos, apresentam um fator de escala para sua viabilidade econômica que envolve um fluxo muito grande de combustível. Em uma usina que processa lixo "novo", este investimento é depreciado ao longo do tempo de operação, tendo em vista a garantia do fluxo contínuo de resíduos a serem processados e seu poder calorífico. Isto não é o caso no aproveitamento do resíduo finito de um aterro encerrado.

No sentido de proporcionar maior robustez à integração de sistemas energéticos ao processo de remediação, a ideia do presente trabalho consiste em fortalecer a produção de eletricidade e calor no sistema, envolvendo as seguintes estratégias:

- utilização parcial da área de aterro para a produção de eletricidade através de implantação de usina solar fotovoltaica (Jacob & Ayers, 2018; Lopes, Cobas, Barros, Lora, & dos Santos, 2019; Szabó *et al*., 2017), compatibilizando a disponibilidade desta área à exploração de gás de aterro e ao processo de mineração; e
- fortalecimento da geração térmica através do uso da energia solar heliotérmica, seja para uso no processo de evaporação do chorume, seja para a viabilização de pequenos sistemas termoelétricos, combinado à combustão do resíduo remanescente localmente (tal como explorado no Capítulo 11).

Esta proposta integra, portanto, uma usina de geração híbrida de eletricidade (solar fotovoltaica, solar heliotérmica, termoelétrica com gás de aterro e termoelétrica com resíduos sólidos residuais) com o sistema de recuperação da área degradada através da mineração do lixo.

Compõe-se, assim, uma proposta de Hub Energético Sustentável, cujo arranjo é apresentado na Figura 2, dialogando com a discussão iniciada no Capítulo 2.

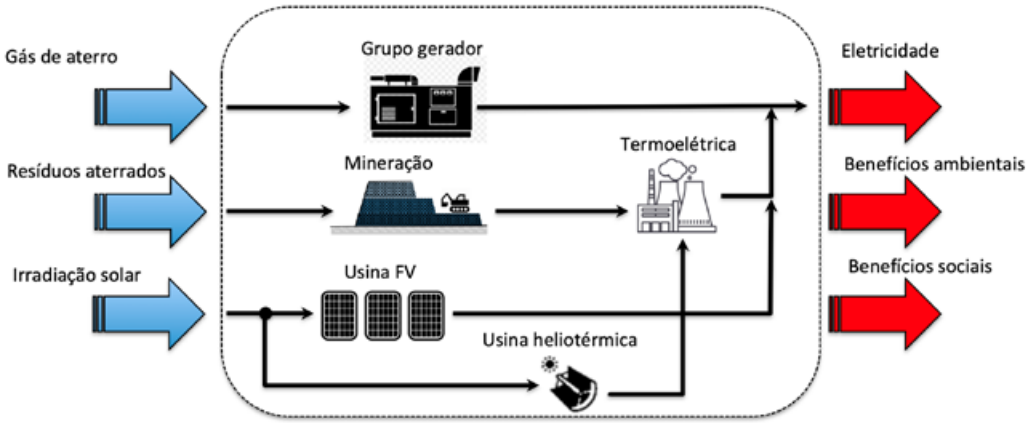


Figura 2. Hub Energético Sustentável para aterros

A Tabela 1 apresenta uma descrição dos diferentes componentes do sistema, ressaltando uma base geral para quantificação dos fluxos.

O conceito de hub permite uma avaliação integrada do sistema com base em vetores energéticos caracterizados pelos potenciais de gás, resíduos aterrados e irradiação solar incidente. Os benefícios despacháveis podem ser quantificados por indicadores, ou, em uma lógica da economia ecológica, podem ser valorados com indicadores econômicos adequados (Bardella-Castro & Madeira-Nogueira, 2020). Nesse sentido, o balanço econômico do projeto pode ser contabilizado somente com variáveis de fluxos monetários padrões (incluindo ou não a valorização do terreno) ou integrando os benefícios socioambientais de forma ampla.

Uma alternativa secundária ao arranjo proposto é de não integrar a usina termoelétrica diretamente ao hub. Esta alternativa se justifica pelo baixo valor energético de resíduos combustíveis, que eventualmente não possa ser compensado por uma usina heliotérmica, tendo em vista o baixo potencial solar de irradiação direta (o que é o caso em várias regiões do Brasil). Neste caso específico, o hub pode integrar uma opção de comercialização do combustível derivado do resíduo (CDR), seja para o uso energético junto à termelétrica de processamento de lixo "novo" (se existente), seja para a queima, em forma de insumo, em fornos de cimenteiras (Kosajan *et al*., 2020; Rehman *et al*., 2020).

Tabela 1. Descrição dos diferentes componentes do Hub Energético Sustentável

Vetores energéticos (*input*)	Descrição	Quantificação
Gás de aterro	Gás de origem da decomposição bioquímica do resíduo (CO_2, CH_4 e traços).	Curvas de modelo bioquímico (IPCC, USEPA etc.) em m^3/ano de CH_4, baseado na massa de resíduos sólidos aterrada.
Resíduos sólidos aterrados	Montante histórico aterrado com gravimetria de componentes.	Valores de massa de diferentes tipos de resíduos aterrados e seu poder calorífico.
Irradiação solar incidente	Séries históricas de irradiação global (GHI) e direta (DNI).	Quantificação por valores médios diários ou horários (em kW/m^2).
Conversores	**Descrição**	**Quantificação**
Grupos geradores	Motores de combustão interna acoplados em geradores elétricos, operando com gás de aterro.	Dados de eficiência de conversão quantificam a eletricidade produzida e o calor rejeitado (kWh/ano).
Termelétrica	Usina térmica composta de bloco de potência com vapor d'água ou fluido orgânico, associada a um sistema de combustão de resíduos sólidos (caldeira ou gaseificador com caldeira). Alternativamente, o sistema aproveita o vapor gerado no sistema solar heliotérmico para as turbinas.	A eficiência de conversão quantifica, através da massa e do poder calorífico do combustível derivado do resíduo, o montante de eletricidade produzida. Para uso do mesmo bloco de potência em sistemas heliotérmicos, somente a eficiência das turbinas e do gerador é utilizada.
Usina Fotovoltaica	Conversão direta da irradiação global incidente em eletricidade.	Quantificação de energia produzida pelo sistema fotovoltaico através de eficiência horária dos painéis fotovoltaicos e demais componentes, em face das condições de irradiação.
Usina Heliotérmica	Conversão de irradiação solar direta em calor.	Modelo de eficiência horária nos sistemas de concentração de energia solar.
Mineração	Escavação e separação de resíduos sólidos aterrados.	Quantificação em ton/dia dos diferentes tipos de resíduos escavados e separados.
Despachabilidade (*output*)	**Descrição**	**Quantificação**
Eletricidade	Montante de eletricidade despachada na rede ao longo do dia e do tempo de vida do empreendimento.	Montante de eletricidade convertida pelos diferentes subsistemas.
Benefícios ambientais	Redução de emissões de gases de efeito estufa e de chorume em subsolo. A recuperação da área pode ser quantificada como um benefício ambiental ou social.	Quantificação do processo de oxidação do metano do gás de aterro transformando-o em CO_2 (ton/ano). Quantificação da redução de chorume pelo processo de tratamento térmico (ton/ano). Quantificação de área recuperada de aterro (ha/ano).
Benefícios sociais	Avaliação de benefícios sociais para retorno à sociedade no processo de remediação da área de aterro, através de indicadores sociais de geração de emprego, redução de riscos sanitários de vizinhança etc.	Proposição de indicadores sociais do empreendimento de remediação, mensurados por consultas à comunidade e indicadores secundários de cunho socioeconômico em escala local.

3. SISTEMAS HÍBRIDOS DE GERAÇÃO DE ELETRICIDADE EM ATERROS

A integração das diferentes fontes renováveis para a geração de eletricidade e fortalecimento da cadeia de recuperação energética de fim de vida de aterros (Figura 2) representa uma estratégia que perpassa a simples abordagem técnica de instalação de um empreendimento de geração de eletricidade. Esta integração dos sistemas energéticos renováveis com a remediação reforça o caráter emblemático da recuperação de uma área urbana (ou periurbana) degradada, com o compromisso de sua reapropriação em múltiplos usos pela sociedade. Nesse sentido, este tipo de arranjo caracteriza-se como uma ação promotora de sustentabilidade urbana (inserida nos objetivos de desenvolvimento sustentável 7 e 11), compondo, assim, um exemplo de restituição de perdas com sinalização em prol de mudanças socioambientais diferenciadas (ver Hou & Al-Tabbaa, 2014, para a experiência de recuperação da área do parque olímpico de Londres ou Hou, Al-Tabbaa, Guthrie, Hellings, & Gu, 2014, & Song *et al*., 2018, para uma discussão mais conceitual). Trata-se, portanto, de uma ação de origem pública que fomenta uma mensagem singular de que a recuperação de espaços urbanos degradados pode reverter uma condição desfavorável, proporcionando melhores condições de vida em cidade e posicionando os mecanismos de gestão de Resíduos Sólidos Urbanos em um outro contexto de compromisso social.

Nesse sentido, a implantação de sistemas energéticos híbridos é uma abordagem estratégica, que proporciona uma série de vantagens operacionais e de promoção de sustentabilidade à produção de eletricidade (Guo, Liu, Sun, & Jin, 2018), contribuindo, assim, ao objetivo aqui proposto.

É certo que a hibridização de fontes energéticas é uma prática particularmente interessante para provimento de eletricidade de sistemas isolados. No entanto, cada vez mais, esta estratégia vem sendo aplicada em sistemas convencionais de energia *on-grid*, diversificando, assim, a matriz energética de países ou de regiões (Berrada & El Mrabe, 2021; Zohuri, 2018), associando fontes renováveis e não renováveis. Define-se aqui um sistema híbrido de geração de eletricidade como

> Sistema de conversão, armazenamento e despacho de energia, utilizando várias fontes de energia primária para atendimento a diferentes demandas (cargas), cuja gestão energética e econômica é realizada de maneira integrada.

Nesse sentido, o conceito relaciona-se com conceitos modernos de implantação de sistemas energéticos nos escopos de: Hub Energético, de *smart grids*, de distritos energéticos ou de sistemas de geração descentralizada. Estas abordagens são consideradas de impacto tecnológico emergente, no contexto contemporâneo da produção e uso racional da energia limpa.

Logo, sistemas híbridos apresentam um conjunto importante de vantagens comparativas para com a geração e gestão do uso da eletricidade que podem ser resumidas por

- complementariedade da disponibilidade sazonal entre fontes primárias;
- otimização e compartilhamento da infraestrutura para despacho de energia entre diferentes fontes;
- aplicabilidade da solução híbrida em diferentes escalas de operação (sistemas integrados nacional/regional, usinas, atendimentos locais, sistemas isolados etc.);

- viabilização de inserção de renováveis e de sistemas de armazenamento, promovendo soluções energéticas mais limpas; e
- promoção da diversificação da matriz energética cuja tendência atual combina fontes renováveis e não renováveis e promove soluções sustentáveis.

Considerando, portanto, a visão estratégica da implantação de sistemas energéticos híbridos ao objeto de estudo do presente trabalho, torna-se necessário explorar metodologias adequadas ao estudo de sistemas que integrem diferentes fontes, cujas características de disponibilidade energética apresentam um componente de sazonalidade ou de variabilidade (caso, por exemplo, de sistemas de energia solar ou eólica). Em nosso arranjo proposto (Figura 2), a variabilidade temporal se caracteriza pela integração dos sistemas de energia solar (fotovoltaica e heliotérmica), junto ao decaimento natural dos potenciais finitos de gás de aterro e de resíduos sólidos combustíveis no fim de vida de aterros.

O dimensionamento e otimização de sistemas energéticos híbridos envolve a quantificação de potenciais energéticos primários e modelos sistêmicos de conversão e armazenamento energético. Em geral, a representação de sistemas híbridos é descrita pelo fluxo de energia e processos de conversão em seus componentes, interconectados em barramentos de energia (*bus*). Aqui, utiliza-se a descrição sistêmica utilizando barramentos de eletricidade em corrente contínua e alternada, junto a um barramento adicional associado ao transporte de calor. A Figura 3 apresenta uma visão genérica de um sistema híbrido que integra diferentes fontes, conversores e armazenadores. Associa-se a este sistema também o despacho energético (em forma de eletricidade ou calor), através da quantificação de cargas (que podem variar ao longo do tempo, como no caso de sistemas isolados).

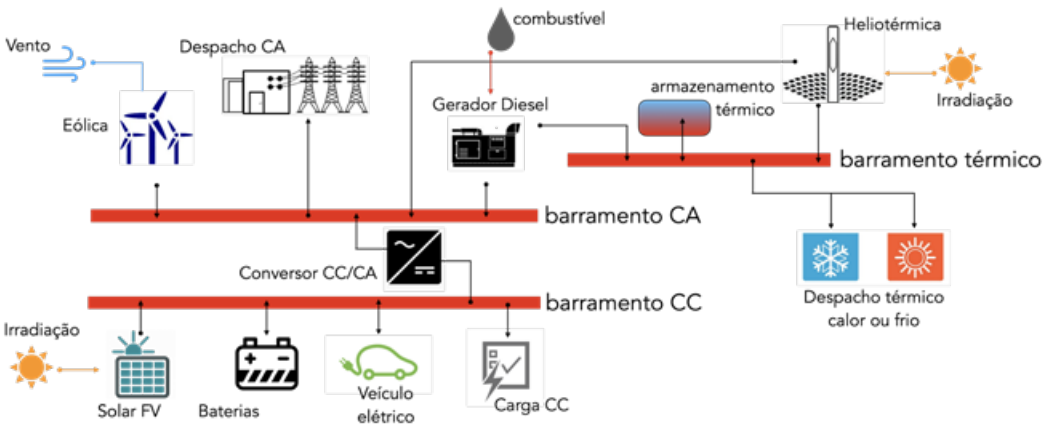


Figura 3. Sistema híbrido genérico

A abordagem metodológica comumente empregada para estudos de sistemas energéticos híbridos relaciona-se com técnicas de simulação e otimização. Estas metodologias numéricas estão atualmente disponíveis em diferentes plataformas computacionais (código livre ou comercial), cujas aplicações e avaliações críticas são constantemente revisadas na literatura (Berrada & El Mrabe, 2021; Lian, Zhang, Ma, Yang, & Chaima, 2019; Sawle, Gupta, & Bohre, 2018; Shivarama Krishna & Sathish Kumar, 2015; Sinha & Chandel, 2014). Alguns dos aplicativos disponíveis merecem destaque:

- Homer® (*www.homerenergy.com*): plataforma de simulação de sistemas híbridos que possibilita análise que integrem instalações solar fotovoltaica, eólica, biomassa, pequenas centrais hidroelétricas, armazenamento por bateria, armazenamento térmico, grupo geradores diesel etc. O aplicativo permite otimizar sistemas híbridos através da avaliação de funções objetivas que compõem variáveis energéticas e econômicas de operação de sistemas. Trata-se de um produto comercial desenvolvido em sistema operacional Windows;

- Hybrid2 (*www.umass.edu/windenergy/research/topics/tools/software/hybrid2*): ferramenta para executar análise de desempenho e a longo prazo, associado à análise econômica, em uma ampla variedade de sistemas de energia híbridos. Hybrid2 é um modelo de computador probabilístico / de séries temporais, usando dados de séries temporais para cargas, velocidade do vento, irradiação solar e temperatura ambiente. O sistema de energia projetado é avaliado em seu desempenho energético e econômico. Trata-se da antiga plataforma desenvolvida pelo NREL; e

- RetScreen (*retscreen.software.informer.com*): plataforma de simulação de sistemas energéticos desenvolvido pelo Ministério de Recursos Naturais do Canadá. Os módulos não são integrados entre si, porém um bom número de tecnologias de energias renováveis pode ser avaliado com esta plataforma.

No presente trabalho, optou-se pelo desenvolvimento de modelos próprios formulados no balanço de energia e avaliação econômica e ambiental de subsistemas. Dessa maneira, a integração de modelos dos componentes energéticos renováveis pode se integrar de forma mais adequada aos modelos de remediação associados à mineração ampliada. Logo, propõe-se formular o sistema híbrido proposto no modelo de Hub Energético da Figura 2, considerando a descrição sistêmica por barramentos apresentada na Figura 4.

Na descrição de sistemas energéticos híbridos, os seguintes componentes são qualificados:

- recursos primários: irradiação solar (global e direta), resíduos sólidos combustíveis da mineração e extração de gás de aterro;
- conversores: grupos geradores, usina solar fotovoltaica, usina solar heliotérmica, combustores (caldeira ou gaseificação + caldeira) e turbinas a vapor (água ou fluido orgânico); e
- despacho (cargas): eletricidade para a rede e calor para processamento do chorume.

Esta organização sistêmica está adequada à formulação de modelos matemáticos que permitirão dimensionamento e avaliação de desempenho do sistema híbrido integrado. Esta descrição é compatível por exemplo com o *software* Homer®, desde que o barramento térmico seja formulado como um sistema de armazenamento de calor. Nesse caso, a energia é quantificada pelo rejeito térmico dos motores de combustão interna, pelo sistema de queima dos resíduos sólidos e pela parcela captada da irradiação solar no campo de concentradores.

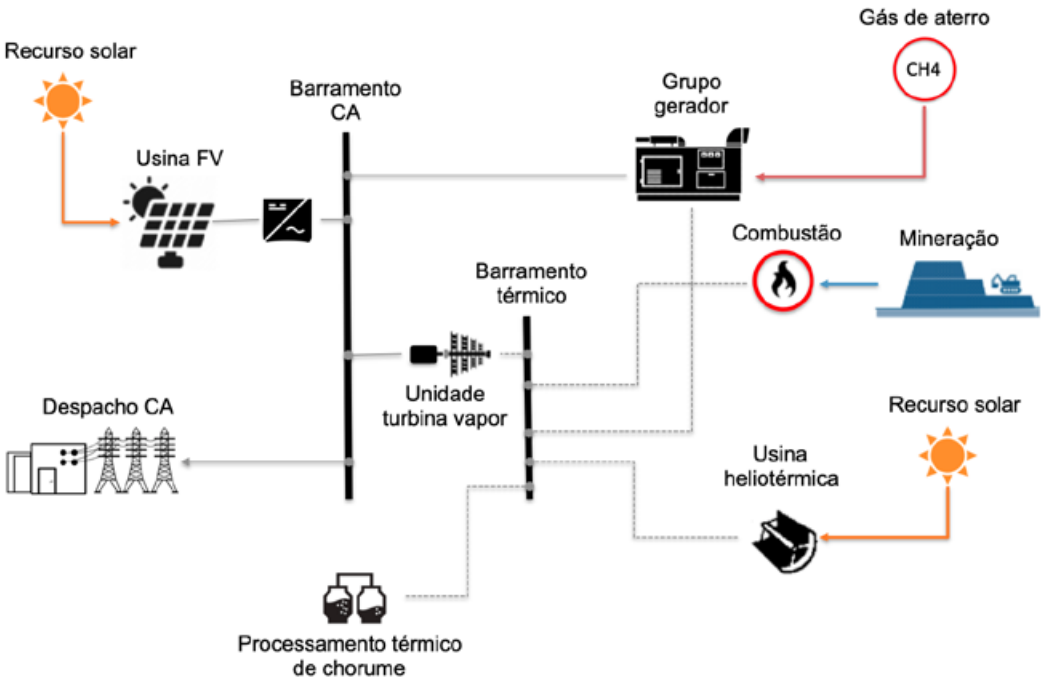


Figura 4. Sistema energético híbrido para aterros e fluxos energéticos

4. MODELAGEM DE SISTEMAS

Neste item, os modelos matemáticos utilizados no presente trabalho serão apresentados. O nível de descrição de modelos segue balanços de energia e massa, formulados de forma simplificada acompanhando a tendência geralmente utilizada na literatura e nos *softwares* de sistemas energéticos híbridos (Berrada & El Mrabe, 2021; Deshmukh & Deshmukh, 2008). Este tipo de abordagem permite uma otimização preliminar do sistema, utilizando parâmetros energéticos, econômicos e ambientais. Isto não é uma ferramenta de projeto de sistemas, e sim uma ferramenta de concepção e análise de viabilidade técnica de arranjos. Muitos dos modelos aqui apresentados foram explorados ao longo de capítulos precedentes. Serão incluídos aqui alguns elementos de estimativas de impactos ambientais associados às emissões de gases de efeito estufa e de chorume em subsolo.

4.1 Recursos Energéticos Primários

a) Histórico de massa de resíduos aterrados

No contexto do sistema energético proposto, o primeiro parâmetro a ser considerado é a caracterização do histórico de massa de lixo aterrada e sua composição gravimétrica (ver Capítulo 6). Este montante de resíduos é relevante para o planejamento das atividades de mineração e seu fluxo de produção, bem como para a estimativa de gás de aterro.

A Tabela 2 apresenta as variáveis que devem ser consideradas para a caracterização dos resíduos sólidos. As informações devem utilizar o registro histórico de massa aterrada, bem como a gravimetria dos componentes. A informação sobre o volume total de resíduos deve também estimar o percentual de solo utilizado para o confinamento do aterro. A estimativa de massa pode ser complementada por sondagens geotécnicas.

Tabela 2. Variáveis relativas ao balanço de massa

Descrição	Símbolo (unidade)	Estimativa
Massa de resíduos aterrada ao longo do tempo	$M\tau$ (ton/ano)	Registro de aterramento Sondagem geotécnica.
Composição de materiais Plásticos, madeira, celulose, orgânico, PET, outros	m_i (%)	Análise gravimétrica de cada componente *i*.
Relação solo/resíduo	m_{solo} (% em base seca)	Sondagem
Poder calorífico inferior	LHV (MJ/kg)	Cálculo baseado na composição gravimétrica de plásticos, madeira e outros combustíveis. Sondagem e experimentos calorimétricos.

b) Produção de gás

A produção de gás de aterro é fruto da decomposição bioquímica do lixo (parcelas orgânicas, celulose etc.) em ambiente de subsolo. Este processo é caracterizado por um conjunto de reações bioquímicas anaeróbicas que dissocia o carbono dos componentes orgânicos do lixo, em outros compostos em meio aquoso (chorume) e em metano e dióxido de carbono.

Os modelos de geração do metano em aterro baseiam-se no decaimento em primeira ordem da concentração do gás, a partir de sua geração (reação de metanogênese), logo uma massa *M* qualquer de resíduos sólidos gerará metano que decairá ao longo dos anos, quantificada através de um equacionamento em primeira ordem dado por

$$\frac{dC_{CH4}}{dt} = -kC_{CH4} \tag{1}$$

onde C_{CH4} é a concentração de metano gerada e *k* sua taxa de decaimento, logo, para um aterro, a massa de metano no gás de aterro, para uma dada massa disposta, é dada por:

$$LFG *_{CH4} = M_\tau L_0\left(e^{-k(t-t_{close})} - e^{-k(t-t_{open})}\right) \tag{2}$$

Nesta equação, $M\tau$ é a massa depositada no ano $t_{open} \leq \tau \leq t_{close}$ e L_0 é a taxa de conversão de metano por unidade de resíduo (em m^3/ton). t_{open} e t_{close} são os anos de abertura e fechamento do aterro. Logo, utilizando (1) e (2), o modelo do IPCC (IPCC, 2006) sugere que, a cada ano, o volume de gás de aterro produzido é estimado por :

$$Q(t) = \left(\frac{1}{C_{CH4}}\right) \sum_{\tau=topen}^{\tau-1} M_\tau L_0\left(e^{-k(t-\tau-1)} - e^{-k(t-\tau)}\right) - R \tag{3}$$

onde *R* é volume de gás extraído pelo sistema de extração, *flaire* ou emissões superficiais e C_{CH4} é a concentração de metano no gás de aterro (% em base úmida).

Alternativamente, a Agência Ambiental dos EUA (US-EPA) propõe o modelo da ferramenta LandGEM, (US-EPA, 2017) que quantifica o volume de gás produzido anualmente por:

$$Q(t) = \left(\frac{1}{C_{CH4}}\right) \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=0.1}^{1} 0.1 k M_i L_0 \left(e^{-k t_{ij}}\right) \quad (4)$$

Onde $n = (t - t_{open})$ e j é o incremento em décimos de ano, de forma que t_{ij} é o tempo de depósito do resíduo com massa M_i ao tempo presente.

Os valores de constantes usualmente sugeridas são apresentados na Tabela 3. Estes constantes padrões podem ser utilizados em um primeiro momento, no entanto sugere-se uma avaliação de correção a partir dos esforços de medições de campo.

Tendo em vista os modelos, as variáveis apresentadas na Tabela 3 resumem o equacionamento necessário para a implementação do modelo de produção de metano.

Tabela 3. Variáveis relativas à produção de metano

Descrição	Símbolo (unidade)	Estimativa
Ano de referência de início e fim de atividades de aterramento de resíduos	t_{open} e t_{close}	
Produção anual de gás de aterro	Q (m^3/ano)	Cálculo baseado no modelo
Constantes do modelo	k (1/ano) e L_0 (m^3/ton)	Relatórios US-EPA relativo à diretriz AP-42 k = 100 (1/ano) L_0= 0.02 m^3/ton Zonas áridas L_0= 0.04 m^3/ton Zonas úmidas
Concentração de metano no gás de aterro	C_{CH4} (% em base úmida)	~50% ou ainda valor medido em campo
Poder calorífico inferior	*LHV* (kWh/kg)	Estimado pela concentração de metano no gás (considera-se (3.9 kW.h/kg e a densidade ρ equivalente 0.654 kg/m^3)

Importante observar que a equação (4) também estima o valor das emissões de gases de efeito estufa para as condições de fechamento do aterro. Em $t = t_{close}$, o volume produzido de gás Q_{LFG} é dissipado na atmosfera através do escape pelos queimadores (onde o metano é totalmente oxidado pela combustão) e pelas emissões superficiais. Estas emissões estão relacionadas com o termo R da equação (3). O montante final do fluxo para a atmosfera, em toneladas de CO_2eq, deve ser calculado por uma correção sobre a concentração de metano de 25 vezes.

O uso de gás de aterro em motores de combustão interna ou turbinas a gás requer um sistema de extração do gás na área do aterro. Nestas instalações, o gás é extraído de subsolo por poços conectados a uma tubulação, compondo, assim, uma rede de exploração com dois a quatro poços por hectare. Sistemas de separação de condensado, queimadores (um para cada 40 hectares), ventilador de extração e reservatório de equalização compõem uma instalação moderna de extração que, em geral, está associada por sistemas de monitoração de fluxos, temperatura e teor de umidade, bem como identificação de fugas. Alguns custos de referência são estimados na literatura e em guias de referência para instalação de exploração de gás de aterro. As estimativas de custos de capital e instalação (CAPEX) encontram-se entre 75.000-135.000 US$/ha, e os custos anuais de operação e manutenção (OPEX) de tais sistemas podem ser estimados em 1.200-1.600 US$/ha/ano.

Por fim, para uso em motores de combustão interna, é necessário que uma purificação parcial do gás seja engendrada de forma a compatibilizar o seu uso com a integridade de partes internas de motores. Sugere-se que o sulfeto de hidrogênio (H_2S) e de siloxanos sejam submetidos a processos de separação físico-químicos próprios. Isso é necessário se tais compostos forem identificados na composição do gás de aterro e se os requisitos operacionais do motor necessitarem deste tipo de purificação (Kuhn, Elwell, Elsayed, & Joseph, 2017). Os custos de referência para estes processos são em torno de 0,17 US$/Nm^3.

c) Mineração de resíduos sólidos

A mineração de resíduos sólidos é a operação mais relevante no processo de remediação. Ela é baseada no movimento de solo, separando as partes dos resíduos remanescentes, permitindo a recuperação de materiais combustíveis e de recicláveis. O fluxo de operações da mineração de resíduos é apresentado na Figura 5. Estas operações são executadas por equipamentos apropriados para a mineração de Resíduos Sólidos Urbanos (escavadeira, carregadeiras, caminhão de transporte, separadores de peneira, triturador e secador). A mobilização de equipamento de uma planta de mineração deve ser dimensionada (em toneladas processadas por ano) de maneira que a produção acompanhe a evolução de liberação de áreas mineráveis, cujos potenciais de gás de aterro tenham sido consumidos. Em grandes aterros, estas áreas já inertes existem desde o momento de seu fechamento, o que não é o caso de aterros pequenos. Para estes últimos casos, o início das atividades de mineração deve ser planejado de forma compatível ao uso energético do gás de aterro.

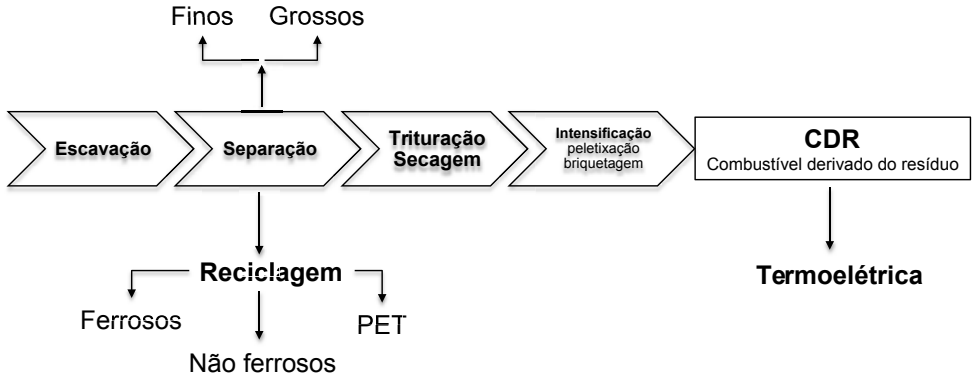


Figura 5. Fluxo de processos da mineração de aterro

No contexto energético, a estimativa de massa de lixo residual que se transformará em combustível (CDR – Combustível derivado do resíduo) pode ser estimada pela análise gravimétrica inicial, retirando-se a parcela de não queimáveis (vidro, metais etc.) e a parcela biodegradável (orgânica e celulose). Aqui se opta pela retirada do volume de PET, tendo em vista as políticas próprias de reciclagem deste resíduo e seu atraente valor de mercado. Nesse sentido, a estimativa da massa de combustíveis e de seu poder calorífico podem ser estimadas com os dados iniciais do lixo aterrado. Sugere-se, no entanto, que sondagens adicionais devem ser conduzidas para uma nova gravimetria residual, definindo, assim, mais precisamente a parcela de material combustível realmente contida no resíduo de subsolo. Uma outra vantagem deste procedimento é de também se estimarem as massas corretas de finos e grossos, que serão novamente aterradas e comporão a estrutura de solo terraplanado final.

Estimativas de custos totais para a mineração do resíduo podem ser adaptadas dos valores para a mineração convencional. O valor adotado no presente trabalho estima os custos gerais em 10-15 US$/ton (Frändegård *et al*., 2015). Lembra-se que estes custos se relacionam ao movimento total de material que inclui o solo e o resíduo além de seu processo de separação. O fluxo de material minerado ao longo dos anos de vida do projeto deve ser planejado em face da estratégia de lavra. Esta é uma variável que define também o fluxo de caixa do projeto, bem como influencia a operacionalidade da usina termoelétrica que processará o CDR. O potencial energético do CDR é estimado com base no seu poder calorífico (LHV_{CDR}), através de análise calorimétricas do material combustível recuperado em sondagens *in situ*.

d) Potencial solar

O potencial de energia solar na área do aterro complementa os sistemas de recuperação energética do resíduo. Aqui, os sistemas fotovoltaico e heliotérmico convertem a irradiação local através de usinas instaladas em parcelas da área total do aterro, sempre compatibilizado com a mineração e com a exploração de gás.

A estimativa de potencial solar é dada pelo montante de irradiância solar no plano horizontal (radiação solar incidente instantaneamente) que é quantificada por

$$H = H_d + cos\ cos\ \theta_z\ I_b + H_r \tag{5}$$

Nesta equação, H é a irradiância global (W/m^2) H_d, H_r e I_b são respectivamente as parcelas difusa, refletida (no plano horizontal) e direta (na direção da radiação incidente).θ_z denota o ângulo zênite da posição aparente do Sol. Ao longo de um dia, a irradiação no solo é notada por

$$\overline{H} = \overline{H_d} + \overline{H_b} + \overline{H_r} \qquad \text{(em KW.h/m}^2\text{/dia)} \tag{6}$$

Séries temporais típicas, com dados horários (ou em menores intervalos de tempo) quantificam as diferentes parcelas da radiação solar para um ano padrão (TMY – *Typical Meteorological Year*). Estes valores podem ser disponibilizados como um arquivo de dados para uma dada localidade de estudo. A Tabela 4 apresenta um conjunto de variáveis meteorológicas necessárias para um estudo de instalação de energia solar. Os dados de TMY's estatisticamente confiáveis são a melhor alternativa para dimensionamento e projeto de sistemas. Estas bases de dados podem ser elaboradas com base em registros meteorológicos históricos com mais de uma década de dados, complementados por modelos de séries temporais, compondo, assim, uma representação estatística para um ano típico de radiação solar incidente em uma localidade (ver norma ISO 15927-4, (ISO, 2005)).

Tabela 4. Dados de um Ano Meteorológico Típico

Descrição	Variável
Intervalo de tempo dos dados (diário, horário etc.)	Δt (segundos)
Irradiância global no plano horizontal (GHI)	H (W/m^2)
Irradiância direta (DNI)	I_b (W/m^2)
Irradiância difusa no plano horizontal (DHI)	H_d (W/m^2)
Temperatura ambiente	Ta (oC)
Velocidade do vento (em 10 m)	U (m/s)
Umidade relativa	Φ (%)
Precipitação atmosférica	prec(mm)

Com base nestes dados, pode-se calcular a irradiância no plano inclinado de um ângulo β. Negligenciada a radiação refletida pelo solo (que é estatisticamente quantificada no termo de radiação difusa dos dados), vale a relação:

$$G = R_d H_d + R_b I_b \tag{7}$$

Onde os fatores de correção da inclinação são formulados por $R_b = cos\theta$ e $R_d = (1+cos\beta)/2$, onde θ é o ângulo do Sol com a normal do painel. A irradiância em plano inclinado G é utilizada como aporte de potencial energético para módulos fotovoltaicos, cuja instalação requer uma angulação fixa ou de rastreamento do Sol ao longo do dia. Os sistemas heliotérmicos de concentração utilizam somente a irradiância direta I_b, tendo em vista o sistema de alinhamento do sistema ótico de redirecionamento dos raios solares para a superfície de absorção. Logo, para esta situação, o potencial solar está relacionado somente com a parcela direta da irradiância.

Em muitas situações, dados sobre o potencial solar são disponíveis apenas em médias mensais, com várias bases de dados públicas para séries históricas diárias que compõem bases de dados georreferenciadas de potencial solar (e.g. NASA-Power em power.larc.nasa.gov). Nesse contexto, alternativamente podem-se calcular, de forma simplificada, os termos de irradiação para cada hora do dia, utilizando modelos baseados em médias estatísticas do índice de transparência atmosférica $\overline{K_T}$ para cada mês do ano. Este indicador pode, portanto, ser utilizado para quantificar a irradiação diária $\overline{H}$ na forma

$$\overline{H} = \overline{K_T}\ \overline{H_0} \tag{8}$$

onde a irradiação extraterrestre diária é calculada por

$$\overline{H_0} = 3600\ \frac{24}{\pi} I_{sc} \left[1 + 0.033\ cos\left(\frac{360n}{365}\right)\right] \left(\frac{\pi\omega_s}{180} sin\ \mathrm{sin}\ \phi\ sin\ \mathrm{sin}\ \delta + cos\ cos\ \phi\ cos\ cos\ \delta\ cos\ cos\ \omega_s\right) \tag{9}$$

e I_{sc} = 1.353 W/m^2 é a constante solar, n o dia do ano, ϕ a latitude local e δ a declinação solar. O ângulo da hora no poente é notado por ω_s (ver mais detalhes em Duffie & Beckman, 2006, ou no capítulo 11). Lembra-se que para cada dia do ano

$$\cos\omega_s = -\frac{\sin\phi\sin\delta}{\cos\phi\cos\delta} = -\tan\phi\tan\delta \tag{10}$$

e

$$\delta = 23.45\sin\left(360\frac{284+n}{365}\right) \tag{11}$$

A repartição entre os componentes de irradiação difusa e global é uma função do índice de transparência atmosférica, como proposto por Collares-Pereira & Rabl, 1979.

$$\frac{\bar{H}_d}{\bar{H}} = \begin{cases} 0.99 & K_T \le 0.17 \\ 1.188 - 2.271K_T + 9.473K_T^2 - 21.965K_T^3 + 14.648K_T^4 & 0.17 < K_T \le 0.75 \\ -0.54K_T + 0.632 & 0.75 < K_T \le 0.80 \\ 0.2 & K_T > 0.8 \end{cases} \tag{12}$$

Portanto, o modelo calculado pelas equações permite a estimativa da irradiação para qualquer dia do ano e todas as suas parcelas (direta e difusa). Estes valores diários são utilizados para gerar uma série de dados horários, onde as seguintes relações são utilizadas.

$$H = r_i\bar{H}; H_d = r_d\overline{H_d} \text{ e } I_b = (H - H_d)/cos\theta_z \tag{13}$$

Os termos de transposição entre a irradiação diária para horária são dados por:

$$r_i = \frac{\pi}{24}(a + b\,cos\,cos\,\omega)\,\frac{cos\,cos\,\omega - cos\,cos\,\omega_s}{sin\,sin\,\omega_s - cos\,\omega_s cos\,\omega_s} \tag{14}$$

com $a = 0.409 + 0.5016\,sin\,sin\left(\omega_s - \frac{\pi}{3}\right)$, $b = 0.6609 - 0.4767\,sin\,sin\left(\omega_s - \frac{\pi}{3}\right)$ e ainda,

$$r_d = \frac{\pi}{24}\frac{cos\,cos\,\omega - cos\,cos\,\omega_s}{sin\,sin\,\omega_s - cos\,\omega_s cos\,\omega_s} \tag{15}$$

Nestas equações, ω é o ângulo hora dado por $\omega = (LT - 12)15°$, onde LT é o tempo solar local relativo à hora devidamente corrigida (ver Capítulo 11 e Duffie & Beckman, 2006).

Para análises de viabilidade de sistemas, esta formulação simplificada da estimativa do recurso solar horário, expressas pelas equações já vistas, é suficiente. Ela é resumida no diagrama de fluxo da Figura 6.

Para estimativas mais precisas de potencial solar, modelos mais elaborados de irradiação horária são disponíveis na literatura (e.g. Inman, Pedro, & Coimbra, 2013; Kleissl, 2013), ou ainda em TMY gerados nos códigos de simulação de sistemas de conversão de energia solar ou disponíveis em bases de dados públicas.

Para sistemas fotovoltaicos com inclinação fixa, a conversão de energia ocorre com o aproveitamento da irradiação global. Nesse sentido, modelos simplificados, tal como detalhado no presente trabalho, podem ser empregados com boa confiabilidade. Para sistemas heliotérmicos, devido a seu aproveitamento da parcela direta da irradiância e suas fortes variações no tempo (sensíveis a passagens de nuvens), sugere-se o uso de TMY com séries horárias (ou mesmo com maior resolução temporal – 10 ou 15 minutos).

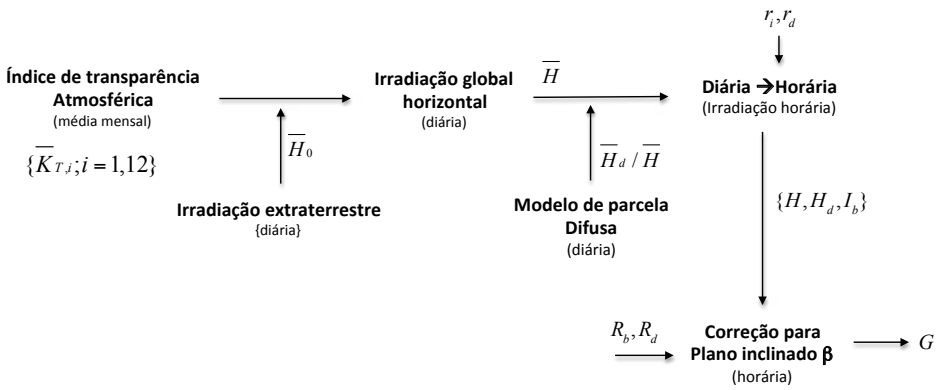


Figura 6. Cálculo simplificado de potencial solar – Irradiação diária para horária

4.2 Sistemas de Conversão de Energia

Os potenciais energéticos apresentados no item anterior são convertidos em eletricidade ou calor através dos diferentes sistemas apresentados no diagrama da Figura 4. O nível de descrição do processo de conversão limita-se aqui ao estabelecimento de eficiências sistêmicas globais que, em geral, são disponibilizadas em catálogos de equipamentos, ou, ainda, recalculadas com base em modelos mais elaborados de balanço de energia e de estimativa de perdas em ciclos de potência.

a) Conversão de gás de aterro em motores de combustão interna

A conversão de gás de aterro em grupos geradores utiliza, em geral, motores do ciclo Otto turboalimentados adaptados à queima de combustível gasoso de baixo poder calorífico. Este tipo de motor estacionário é derivativo da indústria do petróleo e gás, e sua eletrônica de controle com mapeamento dos sistemas de injeção e de sobrepressão garante a operação da unidade em diferentes condições de admissão do gás (vazão e poder calorífico). Dessa forma, o número de unidades motogeradoras em um sistema que aproveite todo o gás de aterro leva em conta a produção do gás de aterro (em Nm^3/ano), com seu poder calorífico, a partir do consumo da operação do motor em plena carga (MJ de gás/ano). Esta última informação é disponibilizada nos catálogos técnicos do motor. As variáveis necessárias para a estimativa de conversão em motores de combustão interna são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5. Variáveis operacionais de grupo geradores a gás de aterro

Descrição	Variável
Consumo de gás em plena carga	$\dot{m}_e$ (MJ/h)
Potência nominal	P_m (KW)
Eficiência de conversão (motor, transmissão e gerador)	η
Eficiência de conversão de rejeito térmico	η_T
Temperatura do gás de escape	Tg (ºC)
Efetividade do recuperador de calor	ef_T
Fator de disponibilidade	F_d (tipicamente entre 0,8-0,92)
Fator de perda de gás – admissão	Fg_L

A energia gerada por uma unidade motogeradora ao longo de um ano pode ser quantificada por

$$E_e = 2433{,}5\ F_d\ \eta\ \dot{m}_e \qquad \text{(em KWe.h/ano)} \qquad (16)$$

De forma equivalente, o calor de rejeito térmico nos gases de escape, despachado no barramento térmico, é quantificado por

$$E_{et} = 2433{,}5\ ef_T F_d\ \eta_T\ \dot{m}_e \qquad \text{(em KWt.h/ano)} \qquad (17)$$

O consumo de gás em uma unidade geradora considera o fator de perdas no sistema de admissão (Fg_L), logo, ao longo do ano, tem-se

$$Q_m = 8760\ (1 + Fg_L)\ \frac{\dot{m}_e}{LHV_{LFG}} \qquad \text{(em Nm}^3\text{/ano)} \qquad (18)$$

Baseado no consumo de gás nos motores, as emissões atmosféricas evitadas pela oxidação do metano em uma unidade geradora podem ser calculadas por

$$f_m = 219\ \rho_{CH4} C_{CH4}\ \frac{\dot{m}_e}{LHV_{LFG}} \qquad \text{(em tonCO}_2\text{eq/ano)} \qquad (19)$$

Por fim, alguns valores de referência podem ser considerados para os custos da conversão de gás de aterro para unidades geradoras. Este tipo de equipamento pode ser instalado de forma modular em aterros encerrados em unidades em contêineres, que apresentam todo o conjunto de subsistemas necessários para a composição rápida e adequada para uma usina de aproveitamento de gás de aterro. Os custos de referência situam-se entre 700 – 800 US$/KWe (CAPEX) com custos variáveis de 10-15 US$/MWe.h (OPEX).

b) Conversão em usina termelétrica

O arranjo tecnológico aqui considerado para a conversão energética de usina termelétrica é apresentado na Figura 7. Nesta concepção, aproveitam-se de forma integrada os recursos energéticos oriundos do rejeito térmico dos motores de combustão interna, do aquecimento no sistema heliotérmico e da queima do combustível derivado do resíduo, em um sistema térmico que envolve gaseificação e fornalha de gás de síntese (*syngas*), além dos fluxos térmicos oriundos dos motores e do sistema heliotérmico.

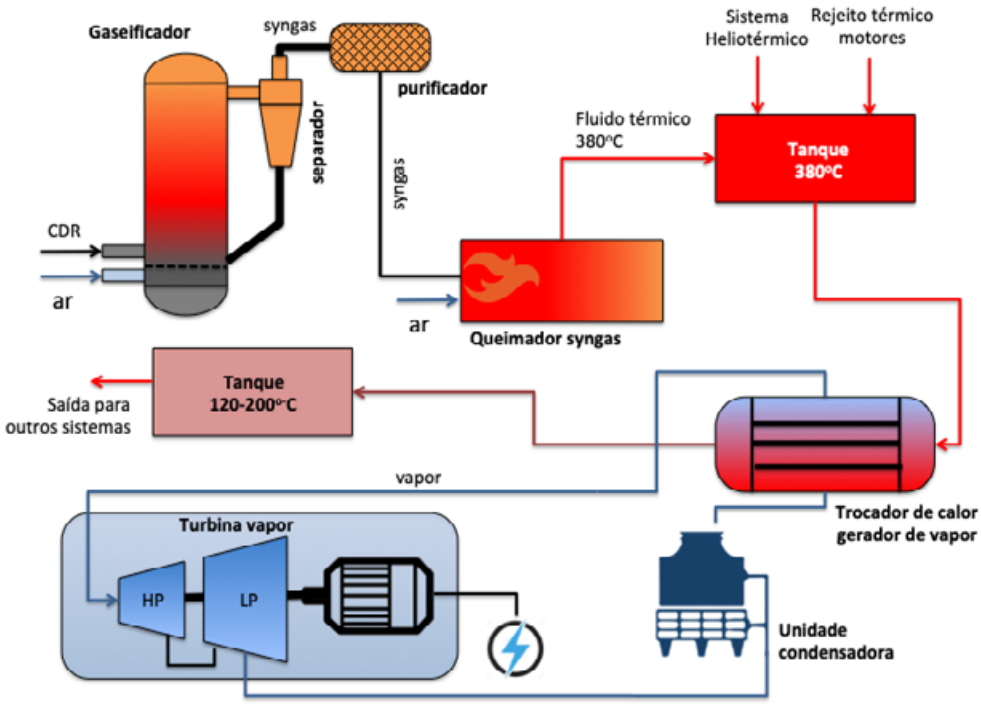


Figura 7. Arranjo de usina termoelétrica

O sistema proposto permite, pelo uso da gaseificação, controlar e reduzir emissões atmosféricas e, em particular, inibir reações termoquímicas associadas à formação de dioxinas e furanos, que serão retidas em compostos condensáveis a serem separados no purificador junto com o alcatrão. Após a limpeza, a queima do gás de síntese é efetuada na fornalha, que é um processo que envolve um gás pobre e libera calor pela oxidação do monóxido de carbono e do hidrogênio. A fornalha, portanto, aquece o óleo térmico, proporcionando um mecanismo de aproveitamento e valorização integrada da energia térmica em todo o conjunto hibridizado.

O calor é acumulado, em forma de calor sensível, em um reservatório de óleo térmico à alta temperatura (380°C). A partir de um gerador de vapor (d'água ou de fluido orgânico, no caso de ciclos OCR), a energia é direcionada ao bloco de potência composto por uma turbina de expansão do vapor e depois liberada a um condensador, compondo, assim, um ciclo Rankine de potência. Este conjunto pode ser modularizado em máquinas pequenas, condicionadas em contêineres ou estruturas transportáveis, comercializados por fabricantes que produzem ciclos adequados a pequenas e médias potências.

Um segundo tanque condiciona óleo térmico a uma baixa temperatura (120°C–200°C), direcionando o fluxo de calor residual para reaquecimento nos demais sistemas ou para aproveitamento no processo de evaporação do chorume.

O modelo matemático deste sistema utiliza as variáveis apresentadas na Tabela 6, que são empregadas para quantificar os processos de conversão termoenergética, considerando fatores de perdas. O nível de descrição dos modelos aqui utilizados limita-se a um balanço sistêmico global em primeira lei. Estes modelos podem ser alimentados por simulações mais detalhadas oriundas das descrições de ciclos e suas irreversibilidades, bem como no detalhamento dos processos de termoquímicos no gaseificador e na fornalha.

Tabela 6. Variáveis operacionais da conversão térmica

Descrição	Variável
Fluxo de alimentação de resíduo	$\dot{m}_{CDR}$ (kg/h)
Potência nominal da termoelétrica (bloco de potência)	P_{te} (KWe)
Eficiência de conversão termoquímica no gaseificador	η_{gs}
Eficiência de conversão termoquímica (*syngas*) na fornalha	η_{syn}
Efetividade do gerador de vapor	η_{bo}
Consumo de vapor na turbina	$\dot{m}_{steam}$ (kg/h)
Eficiência de conversão no ciclo vapor	η_{c}
Fator de disponibilidade	F_{d}
Fator de perdas térmicas no circuito de óleo térmico	F_{L}
Fator de perda de *syngas*	Fg_{syn}

A energia térmica pelo subsistema gaseificador-fornalha é despachada no barramento térmico (tanque de alta temperatura) e é quantificada por

$$P_{thermo} = 0{,}28\,\eta_{gs}\eta_{syn}Fg_{syn}\dot{m}_{CDR}LHV_{CDR} \qquad \text{(em KWt)} \qquad (20)$$

Logo, ao longo do ano, a energia produzida pode ser facilmente estimada por

$$E_{thermo} = 8460\,F_d P_{thermo} \qquad \text{em KWt.h/ano} \qquad (21)$$

Este valor deve ser adicionado à potência térmica do rejeito de calor nos motores de combustão interna e da energia solar convertida na unidade heliotérmica, de forma a dimensionar a unidade de potência do ciclo vapor (considerando fatores de perdas e eficiência dos diferentes componentes do ciclo, expressos na Tabela 6). Isso é quantificado por

$$P_{te} < \frac{1}{8760}\,\eta_{bo}\eta_c(1-F_L)(E_{thermo} + E_{et} + E_{csp}) \qquad (22)$$

Os termos desta equação são quantificados pelas Equações 21 e 17, e o termo de energia convertida no sistema heliotérmico, E_{csp}, será detalhado posteriormente.

Como montante de energia térmica produzida nos diferentes subsistemas, quantificada pela Equação 22, caracterize-se por uma disponibilidade energética estocástica (tendo em vista o componente solar), é necessário que o sistema como um todo mantenha uma base energética a ser suprida pelos componentes de queima de resíduo ou do rejeito de motores. As horas de operação sem irradiação direta podem ser, portanto, supridas, seja pela energia armazenada no tanque, seja por um incremento da queima de CDR. Mantem-se, assim, o ciclo vapor gerando em seu ponto nominal de operação ao longo de todo o dia.

Logo, a energia elétrica despachada no barramento é quantificada simplesmente por

$$E_{eth} = 8760\,P_{te} \qquad (23)$$

Os custos associados a este tipo de instalação são estimados aqui com valores de referência de termoelétricas com sistema de gaseificação, ou seja, CAPEX de 2.000 - 6.000 US$/KWe e OPEX de 110-120 US$/KWe/ano (IRENA, 2012). Os processos de gaseificação e queima de CDR emitem em torno de 400 kg de CO_2eq/MWht.

c) Modelo de conversão fotovoltaica

Por fim, no contexto do sistema híbrido estudado, cabe formular os modelos específicos para a conversão de energia solar, que aproveitam o potencial de irradiação na área do aterro. Como dado de entrada, considera-se o potencial de irradiação solar em suas parcelas global e difusa, expressos em termos de séries temporais horárias.

O modelo matemático para a conversão de irradiação é apresentado na Figura 8, e as variáveis necessárias para a quantificação do processo de conversão são apresentadas na Tabela 7.

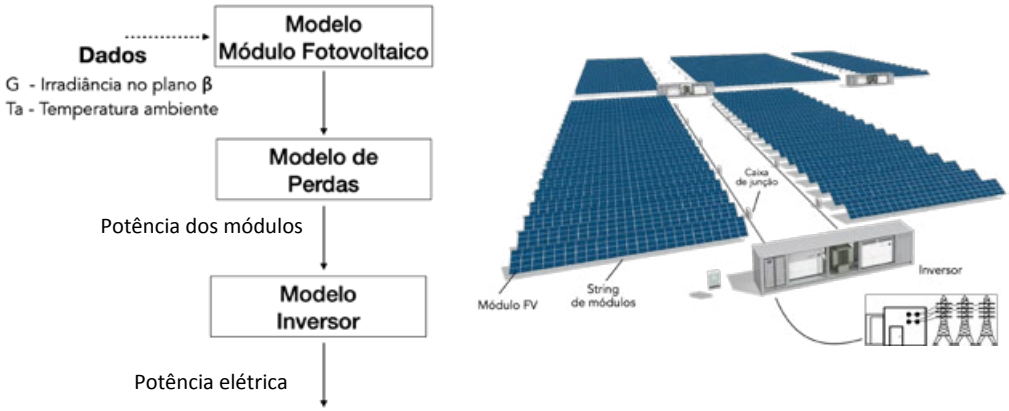


Figura 8. Modelagem da usina fotovoltaica

Tabela 7. Variáveis operacionais da usina fotovoltaica

Descrição	Variável
Número de módulos fotovoltaicos da usina	N_{mpv}
Potência nominal do módulo	P_{mpv} (Wp)
Área do módulo	A_m (m^2)
Eficiência nominal do módulo	η_{ref}
Fator de perdas cabeamento e conexões	λ_L
Fator de perdas caixa de junção	λ_C
Eficiência do inversor	η_{inv}

A conversão de energia solar pelos módulos fotovoltaicos da usina é quantificada por

$$P_{pv} = N_m \eta A_m G \tag{24}$$

Nesta equação, a eficiência operacional do módulo, η, é uma função da temperatura do módulo e da irradiância solar incidente. Aqui formula-se este termo como

$$\eta = \eta_{ref}[1 - 0{,}4(T - 25) \tag{25}$$

com a temperatura calculada por

$$T = T_a + (T_{NOCT} - 20)\frac{G}{G_{NOCT}} \tag{26}$$

Nestas equações, T_{NOCT} e G_{NOCT} são a temperatura e irradiância de referência, disponibilizados no *datasheet* do módulo fotovoltaico. Por fim, a energia horária produzida pelos módulos é atenuada pelas perdas nas conexões, caixas de junção e inversor. A estimativa da produção horária de eletricidade para a irradiância *G*, é quantificada por

$$Eh_{PV} = 3{,}6\,\eta_{inv}(1 - \lambda_L)(1 - \lambda_C)P_{pv} \quad \text{(em KW.h/hora)} \tag{27}$$

Logo, a energia produzida anualmente pela central solar é calculada pelo somatório da energia horária convertida ao longo dos dias e ao longo do ano. Logo

$$E_{PV} = \Sigma_{ano}\Sigma_{dia}Eh_{PV} \tag{28}$$

A Equação 28 quantifica a energia anual convertida para uma série de dados horários de irradiação incidente no plano inclinado dos módulos. Com base neste valor, um indicador de eficácia da instalação pode ser calculado

$$ef_{PV} = \frac{E_{PV}}{N_{mpv}P_{mpv}} \quad \text{(em kW.h/ano/kWp)} \tag{29}$$

Por fim, uma estimativa de custos referenciais é considerada utilizando CAPEX 1,0-1,3 US$/Wp e OPEX 0,01-0,015 US$/Wp/ano.

d) Conversão de energia solar em usinas heliotérmicas

A conversão de energia solar em uma instalação heliotérmica utiliza a formulação de um modelo que capta a parcela direta da irradiância, através de um sistema de concentração ótica dos raios solares para uma superfície absorvedora. As principais variáveis que compõem o modelo são apresentadas na Tabela 8. Em geral, estas informações são disponibilizadas em catálogos técnicos de unidades de concentração heliotérmica. A saída deste modelo matemático visa quantificar a energia térmica convertida pelo campo solar (sistema de concentração ótica e absorção/transporte do fluido de trabalho) através de uma formulação simplificada de eficiências de conversão e perdas, que é alimentada por modelos mais complexos (ver Capítulo 11).

As tecnologias aqui consideradas apresentam sistemas de concentração com foco linear (Calhas Parabólicas ou Linear-Fresnel). Este tipo de dispositivo concentra os raios de Sol para uma superfície da tubulação aonde flui o fluido térmico. Este se aquece ao longo de um "*loop*" com vários módulos concentradores dispostos em linha, aquecendo o fluido de trabalho. O controle de operação deste dispositivo regula a vazão do fluido, de forma a manter sua temperatura de saída em um valor de controle (aqui em 380ºC, limite operacional máximo de óleos térmicos). O projeto da central apresenta arranjos sequenciais e paralelos de módulos, de maneira a otimizar a operação térmica da usina.

Tabela 8. Variáveis operacionais da usina heliotérmica

Descrição	Variável
Número de módulos de concentração	N_{mc}
Potência nominal do módulo	P_{mcsp} (KWt)
Área do módulo	A_{mc} (m^2)
Eficiência térmica do módulo heliotérmico	η_{mc}
Eficiência ótica do módulo	η_{op}
Fator de concentração	Fc
Fator de perdas térmicas em conexões do *loop*	λ_L

A energia térmica horária produzida por uma usina heliotérmica é, portanto, quantificada por

$$Eh_{csp} = 3{,}6\, N_{mc}\eta_c\eta_{op}(1-\lambda_L)A_{mc}I_b \qquad \text{(em KWht.h/hora)} \tag{30}$$

o que proporciona uma energia anual de

$$E_{csp} = \Sigma_{ano}\Sigma_{dia}Eh_{csp} \tag{31}$$

As estimativas de custos referenciais para o campo solar são consideradas com valores CAPEX equivalente a 2.500-4.000 US$/KWt e OPEX 10-20 US$/KWt.h

4.3 Cargas e Despacho Energético

Como apresentado na Figura 4, o despacho de energia pelo sistema híbrido é caracterizado pelo montante da produção de eletricidade e do calor residual no reservatório de baixa temperatura (ver também Figura 7). Aqui, o despacho de energia em forma de calor é apropriado pelo processamento térmico do chorume por evaporação.

a) Despacho de eletricidade

Considera-se no presente trabalho que toda a energia produzida pelos diferentes subsistemas é despachada na rede. Este acesso à rede pode ser efetuado por uma única subestação centralizada, cuja potência nominal é equivalente a todo o montante máximo de eletricidade produzido nos diferentes subsistemas. Uma segunda alternativa é despachar a eletricidade em múltiplas conexões, com diferentes subestações menores. Nesta última situação, o gerenciamento geral deve ser efetuado de forma integrada.

A estratégia de despacho deve ser planejada com base em parâmetros associados à comercialização da energia ou aos aspectos geográficos da área de aterro e suas vizinhanças, bem como no acesso físico às linhas de transmissão próximas. Os custos das instalações dependerão de cada situação específica. Um custo de referência para a infraestrutura de despacho pode ser majorado em 15.000 US$/MVA.

b) Sistema de evaporação de chorume

Sistemas de evaporação de chorume são dispositivos que reduzem a carga de emissões de subsolo. Neste processo, um percentual da parcela aquosa é evaporado pela energia térmica, combinada à filtragem prévia do chorume. O produto deste procedimento é a emissão de vapor ambientalmente inerte e um concentrado de chorume que é novamente injetado no subsolo (ou novamente processado por um processo adjunto de neutralização). Usinas de evaporação de chorume apresentam características de capacidade de processamento C_{ev} (em m^3/h) a qual requer potência térmica quantificada por

$$P_{ev} = \frac{C_{ev}\eta_{ev}}{3600}\left[C_p(100 - T_u) + L\right] \quad \text{(em KW)} \tag{32}$$

Nesta equação, C_p e L são respectivamente o calor específico e calor latente de evaporação (equivalente ao da água); e T_u é a temperatura de extração do chorume em subsolo (~40º C). O evaporador apresenta uma eficiência térmica notada por η_{ev}.

A energia anual necessária para a evaporação do chorume na capacidade do evaporador é quantificada por

$$E_{ev} = 8760\, F_{ev} P_{ev} \tag{33}$$

onde F_{ev} é o fator de disponibilidade do sistema.

Por fim, os custos de referência para o processamento em evaporadores podem ser estimados por 13 – 16 US$/$m^3$ caso a energia seja considerada nos custos, com uma redução de 50% na situação de cogeração, onde o insumo energético é proporcionado pelo rejeito de máquinas térmicas.

5. ESTUDO DE CASO: ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY CLUBE DE BRASÍLIA

5.1 Apresentação da Área de Estudo

As metodologias apresentadas nos itens anteriores serão aplicadas ao estudo de caso do Aterro Controlado do Jockey Clube de Brasília (JCB). Esta área localizada no Distrito Federal (15,8267° S e 47,9218° W a 1.130 m de altitude acima do nível do mar) foi utilizada para disposição de Resíduos Sólidos Urbanos da capital desde a década de 1960, sendo encerrado o fluxo de disposição de RSU em 2018. A Figura 9 apresenta um mapa locacional da área de estudo de 200 hectares na região metropolitana de Brasília.

Em suas fronteiras sul e oeste, a área compartilha do espaço urbano fruto da expansão e da região periféricas ao Plano Piloto. A leste, toda a área faz fronteira com o Parque Nacional de Brasília (PNB), uma área de proteção integral do extrato do cerrado brasileiro.

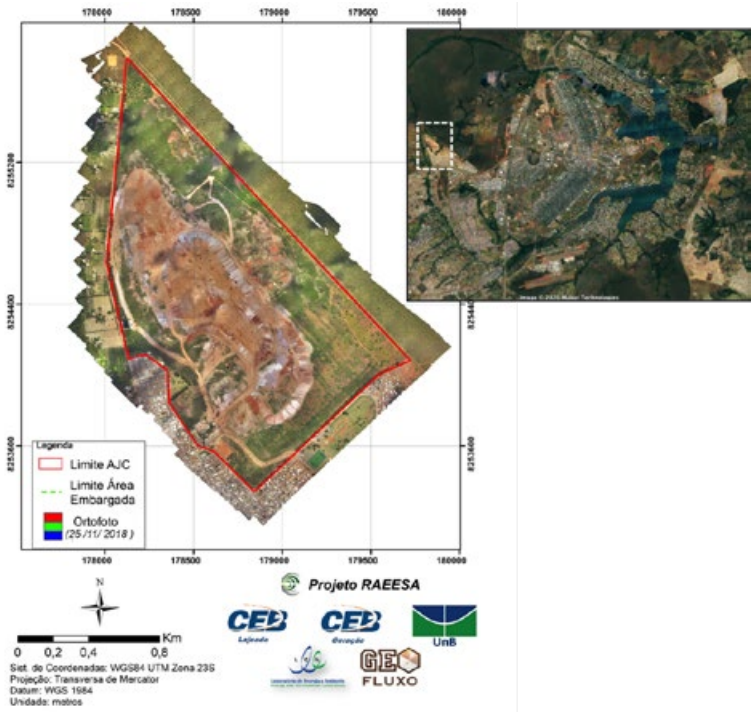


Figura 9. Aterro do Jockey Clube de Brasília

A área do aterro do JCB é uma parcela da desapropriação de terras da Fazenda Bananal que ocorreu em 1957, para locação da nova capital no quadrilátero onde hoje é o Distrito Federal (DF). Em 1961, esta área também deu origem à criação do Parque Nacional de Brasília (PNB), com sentido de proporcionar a preservação dos recursos naturais (principalmente os recursos hídricos) para a nova capital. A área do aterro JCB não foi inicialmente planejada para descarte dos Resíduos Sólidos Urbanos do DF, e, durante a década de 60, os resíduos das cidades perto do Plano Piloto eram destinados para a unidade de tratamento leste. As demais cidades realizavam deposição em vazadouros. A Figura 10 apresenta uma imagem aérea de 1964, onde se ressalta o polígono do aterro JCB totalmente preservado.

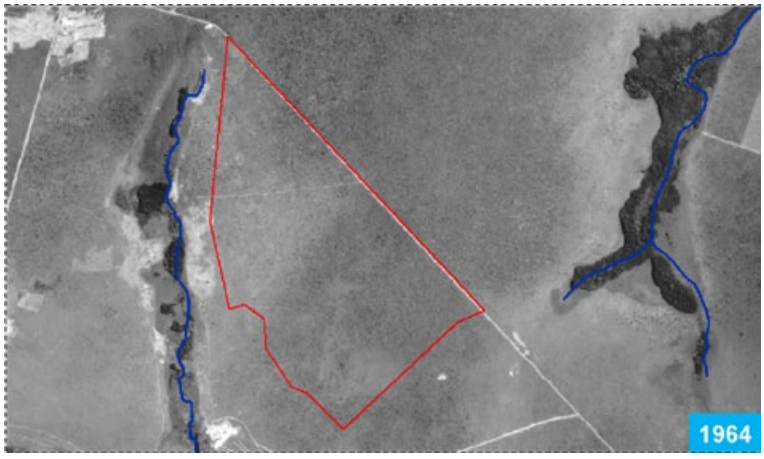


Figura 10. Área original do aterro na década de 60

Ao longo de cinco décadas até seu fechamento, a área foi intensamente utilizada, na qual os resíduos sólidos de toda a região metropolitana de Brasília foram dispostos em uma expansão da área de descarte ao longo do eixo sudeste-noroeste, tal como apresentado na Figura 11. A formação do maciço central do aterro foi uma estratégia engendrada a partir da década de 1990, como alternativa ao aterramento junto à fronteira sudeste.

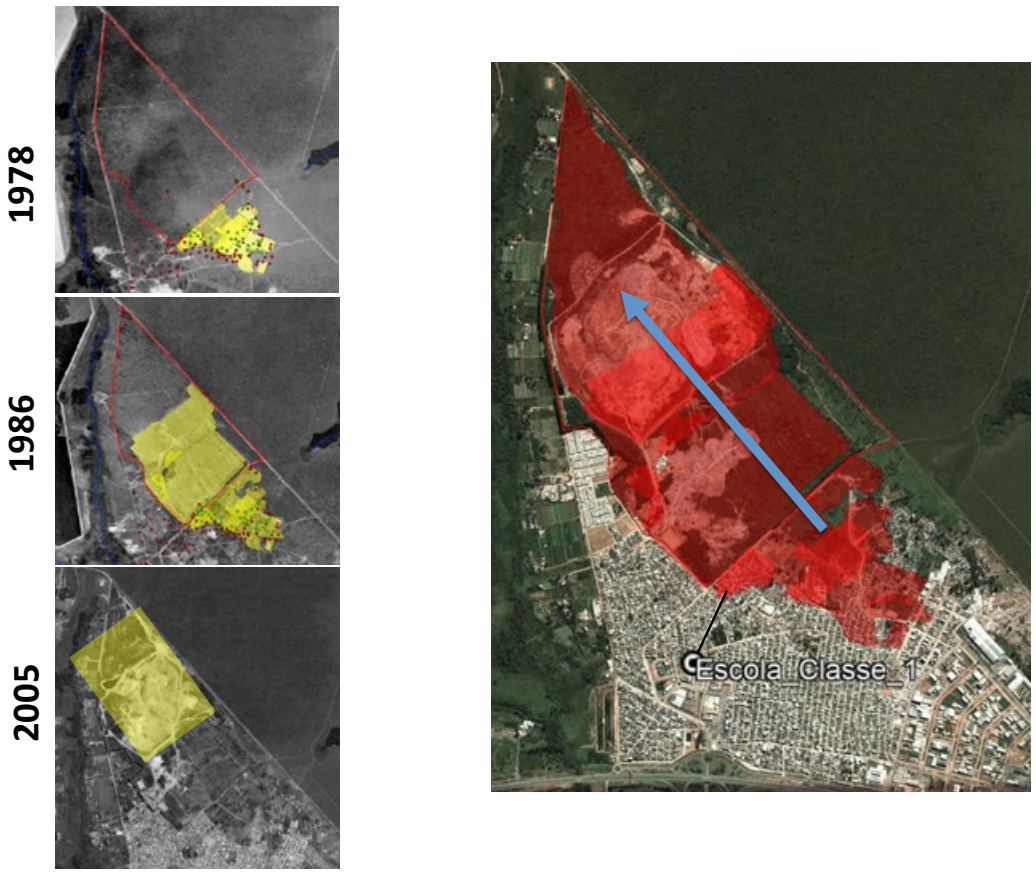


Figura 11. Evolução da utilização da área do Aterro JCB

A partir de 2018 a área então é fechada para a disposição de resíduos urbanos, mantendo-se, no entanto, ativa para o recebimento de resíduos da construção civil, limitando seu aterramento na parte sudeste da área.

A morfologia atual do aterro é mostrada na Figura 12. O levantamento topográfico da área foi obtido pelo presente trabalho através de medições em campo, bem como pelo sobrevoo aéreo por drone, recompondo um modelo digital de elevação. Na parte central do terreno, um maciço de altitude em torno de 40 metros confina a massa de resíduos para ali direcionada desde meados da década de 1990. Trata-se da região mais recente do aterro, comparativamente às outras áreas mais antigas de disposição. Observa-se também uma área com menos resíduos, limítrofe do Parque Nacional de Brasília (fronteira leste). Esta área de fato foi embargada para uso de disposição de resíduos sólidos, tendo em vista a proteção ambiental de unidades de conservação através das limitações de uso em áreas tampão.

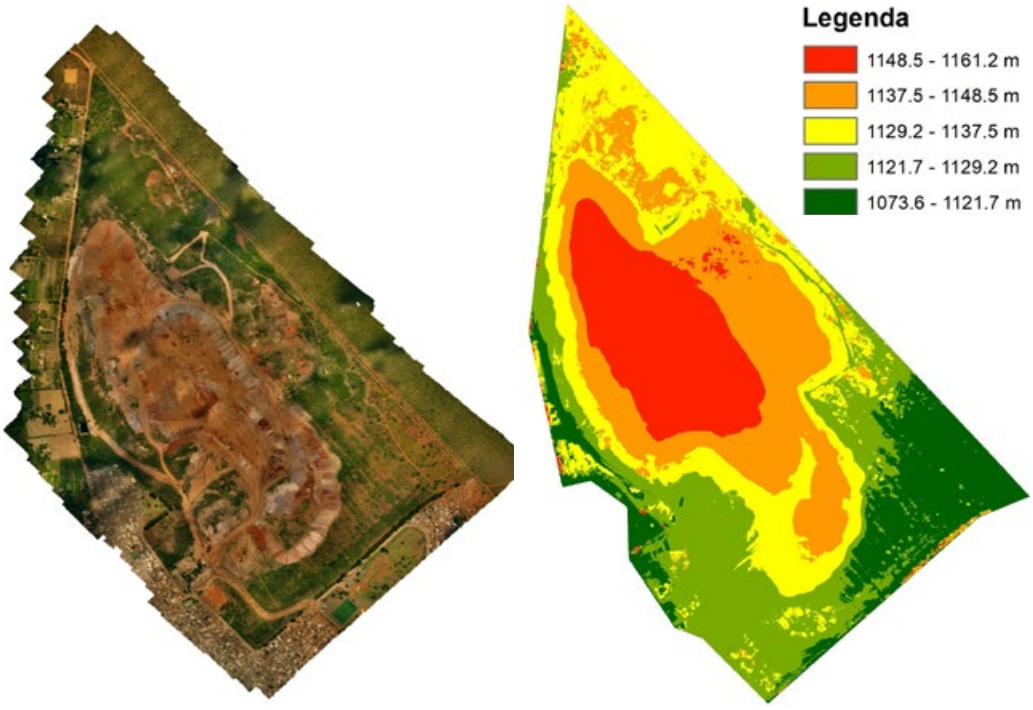


Figura 12. Morfologia do aterro JCB

Atualmente, o aterro JCB apresenta um controle ambiental de área encerrada, com acompanhamento da gestão de chorume, da estabilidade geotécnica dos taludes e do controle da funcionalidade dos queimadores de gás de aterro. A gestão ambiental da área é executada pelo governo local e apresenta um custo relevante que deverá ser mantido pelas próximas duas décadas, no mínimo. A manutenção da área, dentro das normas ambientais e sanitárias atuais, custa ao governo local cerca de R$ 500.000,00 ao mês (custo em 2020), o que equivale a 1.100.000 US$/ano.

Considerando, portanto, o histórico de aterramento de RSU, pode se estabelecer uma estratégia para as possíveis operações de mineração iniciando-as em áreas mais antigas (sudeste e leste), preservando-se a área central do maciço para o aproveitamento de gás de aterro e produção de eletricidade.

Por fim, cabe também apresentar as características climáticas para a região (Figura 13) e de potencial de energia solar (Figura 14). Estes dados foram compilados pela base do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

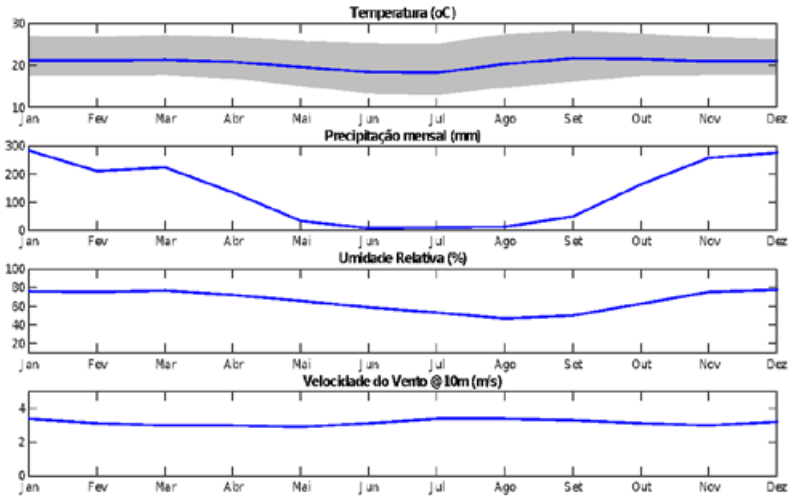


Figura 13. Condições climáticas na área

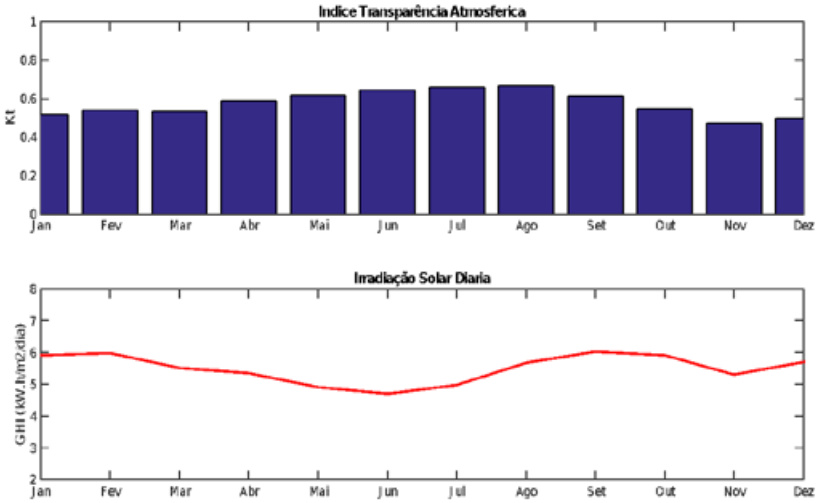


Figura 14. Índice de transparência atmosférica e irradiação solar

Trata-se de uma região classificada como clima tropical Aw (Köppen & Geiger) com temperatura média de 21ºC e precipitação mensal média de 110 mm e velocidade do vento 3,1m/s@10 m. O clima de Brasília apresenta estações úmidas entre outubro-março e seca entre abril-setembro. Este comportamento climático proporciona um nível de irradiação solar de 2.008 KW.h/m^2/ano, o que significa um potencial de aproveitamento de energia solar considerado relativamente alto.

Observa-se que, com as curvas de precipitação atmosférica e com a estimativa do fator de infiltração, calcula-se a geração de chorume em torno de 700.000 m^3 ao ano, que se infiltra pelo sobsolo com risco de contaminação de bacias de tributários vizinhos (Paranoá e Descoberto) e em áreas de plantio de frutas e hortaliças. A questão ambiental do chorume ainda não apresenta uma solução adequada para a área do aterro fechado. Os níveis de geração de chorume são confirmados por sondagens locais, como discutido em capítulos anteriores.

5.2 Histórico de Aterramento

O registro de aterramento de Resíduos Sólidos Urbanos na área do JCB é disponibilizado pelo Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal (SLU-DF), autarquia responsável pela coleta e disposição destes resíduos. Estes dados foram reforçados pelas estimativas baseadas no aumento demográfico da população desservida pelo aterro, bem como pela avaliação topográfica do crescimento do volume de maciço, por sondagens locais e por imagens aéreas de drone e satélite.

O histórico de aterramento é apresentado no gráfico da Figura 15, centrando-se particularmente no volume de RSU na região central do aterro, com a formação do maciço. Nesta mesma figura, ilustram-se os dados da gravimetria do resíduo, levantada em 2015 SLU-DF.

A base de dados de massa aterrada é plenamente compatível com as correlações com variáveis socioeconômicas do Distrito Federal, tanto em seu volume quanto na composição (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012). Estes números são utilizados tanto para o planejamento e benefícios da mineração, como para a estimativa de geração de gás de aterro.

Uma parte pequena da massa total aterrada está localizada na área original, fora do maciço (~23%), onde os resíduos foram aterrados em valas, localizado nas regiões sudeste do aterro e na faixa fronteira com o Parque Nacional de Brasília. No contexto de planejamento da mineração, este volume de resíduos pode ser processado em um primeiro momento, sem comprometer o uso energético do RSU do maciço. Isto é particularmente interessante, tendo em vista que estes resíduos mais antigos já foram neutralizados em sua parcela orgânica. No contexto de manejo da área, a terraplanagem e a remediação final destas áreas proporcionam ganhos para a gestão ambiental e os riscos para a vizinhança, em particular para com o Parque Nacional de Brasília.

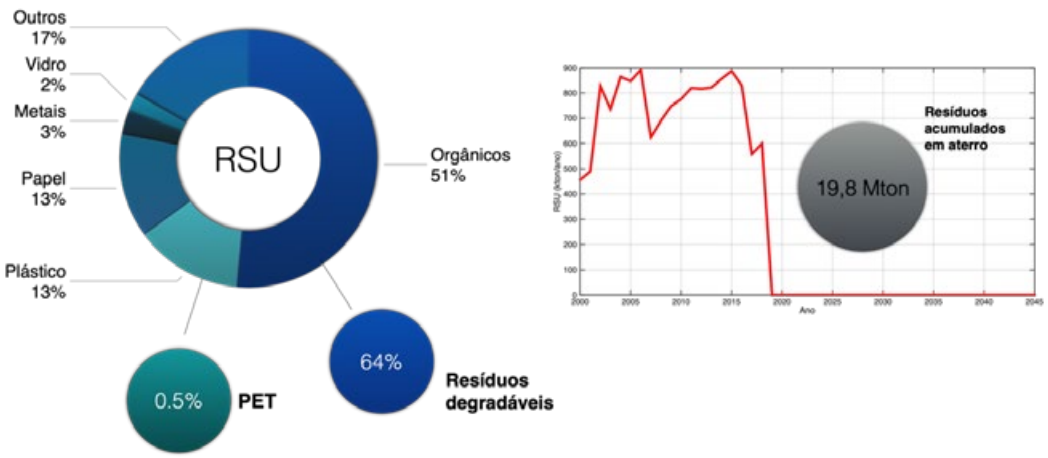


Figura 15. Histórico de resíduos aterrados

5.3 Potencial e Operacionalização da Mineração Ampliada

A proposta de remediação da área do aterro JCB, aqui desenvolvida, envolve como citado anteriormente o conceito de mineração ampliada. Nesta abordagem, a descontaminação do solo através de operações básicas de escavação, separação, e drenagem de chorume (típicos da atividade convencional de mineração urbana) é complementada pela reciclagem de materiais e recuperação energética de resíduos combustíveis. O planejamento desta operação considera também o aproveitamento do gás de aterro residual, o que, no presente caso, é circunscrito na região central do maciço do aterro.

Aqui, o reaproveitamento de "lixo velho" é centrado pela reciclagem da parte do plástico tipo PET (0,5 % do resíduo aterrado entre 1995-2018). Os demais materiais inflamáveis (demais plásticos, têxteis, madeira, celulose etc.) compõem 29% da massa residual e serão transformados em combustível derivado do resíduo (CDR) através de operações complementares de trituração, secagem e intensificação (peletização ou briquetagem, se necessário). O potencial energético residual do RSU foi estimado com base em sondagens do lixo aterrado e nos dados da gravimetria original do aterro. Neste mesmo esforço de levantamento, o poder calorífico inferior das amostras foi medido entre 9 MJ/kg e 11 MJ/kg. A Figura 16 apresenta um resumo do balanço de massa da operação de mineração, tendo em vista valores específicos para o aterro JCB.

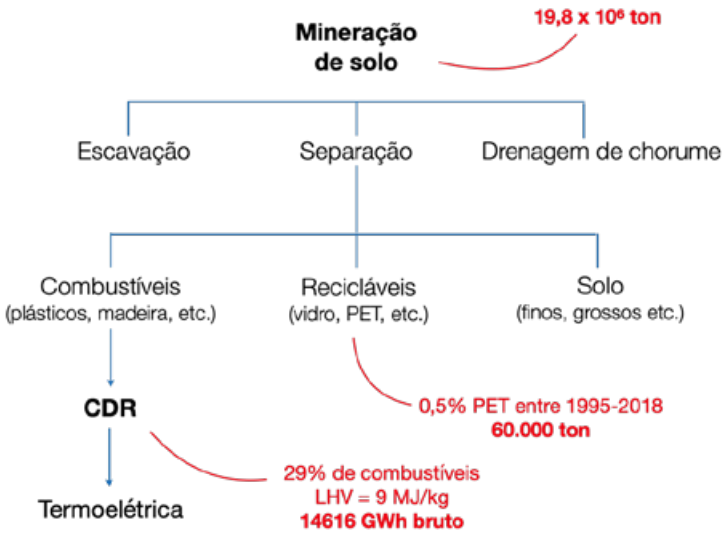


Figura 16. Mineração de RSU no aterro JCB

Observa-se que a composição dos resíduos se modifica para as diferentes áreas do aterro. O histórico de ocupação com resíduos de diferentes décadas, e considerando que o aterro ainda não foi fechado para disposição de resíduos da construção civil, fazem com que a massa residual apresente uma grande variabilidade de poder calorífico. Nesse sentido, o detalhamento do plano de lavra para a região externa ao maciço deve ser elaborado a partir de novas sondagens mais detalhadas, tendo esta variação da composição dos resíduos. Aqui, optou-se em estimar valores mais seguros do poder calorífico de amostras (menor valor) e basear a reciclagem em um único material com massa mais facilmente determinável e com valor de mercado (plástico PET).

Complementarmente à mineração, a extração e uso energético do gás de aterro foram considerados utilizando estimativas baseadas nas metodologias apresentadas no item 4.1. O modelo da US-EPA (LandGEN) foi utilizado para a estimativa da produção geral de gás de aterro, sobre o qual foram complementadas medições em campo para estimativa de fluxo nos atuais queimadores instalados para a purga de gás no maciço, bem como na emissão fugitiva de solo (câmaras de difusão). Tais avaliações experimentais associadas ao teor de metano do gás permitem uma confirmação de estimativa confiável do potencial energético do gás de aterro do maciço. A Figura 17 apresenta as curvas características da produção de gás de aterro no aterro ao longo dos anos, com seu decaimento típico associado à formulação da reação de metanogênese. Estas curvas permitem calcular o potencial energético bruto, considerando o poder calorífico inferior do gás de aterro (obtido pelas concentrações dos diferentes gases que o compõem, em particular o metano).

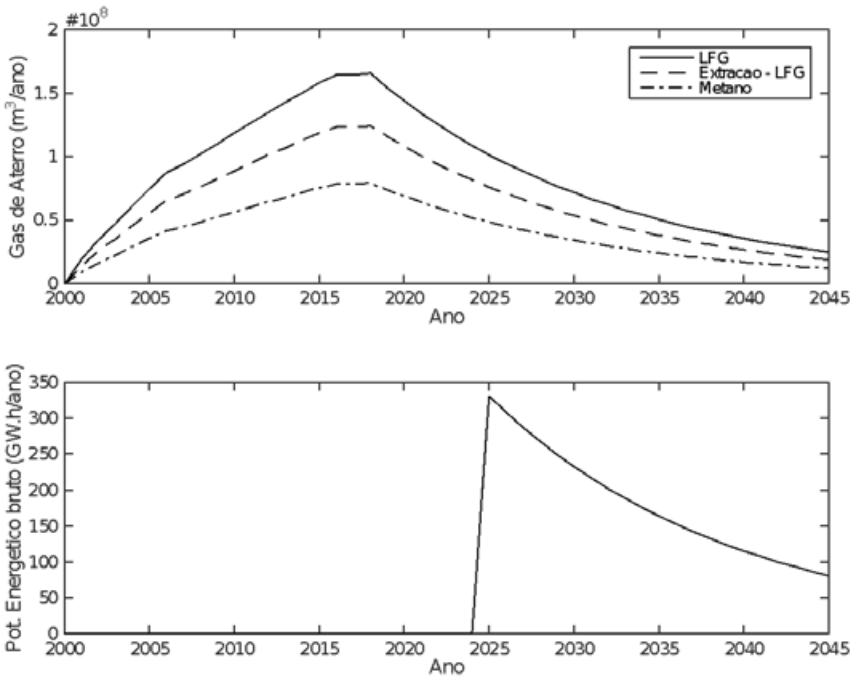


Figura 17 Produção de gás de aterro e potencial energético bruto no JCB

A conversão energética em motores de combustão interna (aqui no caso o Grupo Gerador Caterpillar G-3512) foi obtida com base nos modelos apresentados no item 4.2. Nove unidades do grupo gerador estudado proporcionam, nos 20 anos de operação da usina híbrida, um montante estimado de 1.178 GWh de eletricidade. Soma-se a isso um despacho de calor de 964 GWh à temperatura dos gases de escape do motor (529º C). Um trocador de calor permite o aquecimento de óleo térmico na temperatura de operação do barramento de calor, tal como apresentado na Figura 18. Cada unidade geradora é condicionada em contêineres, instalados estrategicamente junto ao maciço de exploração do gás.

Por fim, cabe lembrar que um conjunto de poços de extração devem ser instalados no maciço, com um sistema adequado de componentes (tubulações, purgador de condensados, queimadores auxiliares, *blowers* e reservatório de equalização). Não foi verificada a necessidade de purificação do gás, tendo em vista o baixo teor de enxofre.

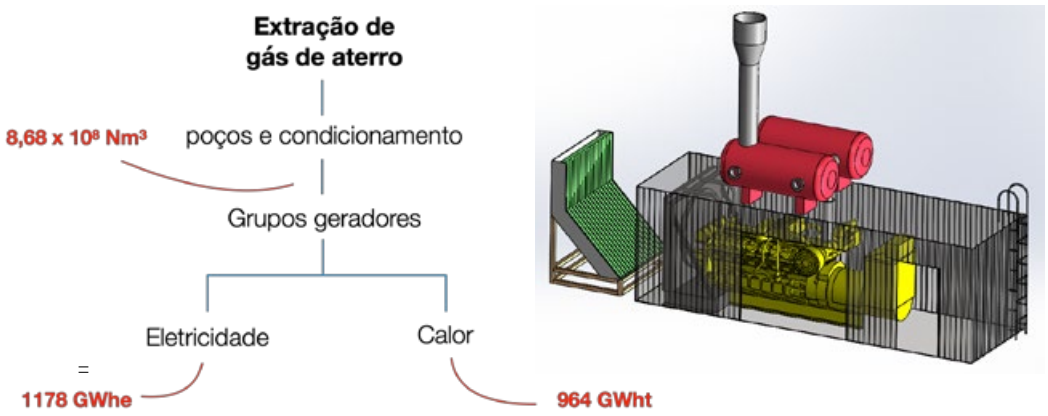


Figura 18. Números da produção de gás de aterro para geração de eletricidade e calor com nove unidades do grupo gerador Caterpillar G-3512 (1016 KWe)

5.4 Sistema Energético Híbrido

Tal como apresentado nas Figuras 4 e 7, o sistema híbrido foi composto por um conjunto de subsistemas que envolvem tecnologias de conversão solar e térmica, dimensionadas em face dos recursos energéticos primários (irradiação solar e massa de resíduos combustíveis) e do rejeito térmico dos grupos geradores a gás de aterro. A Tabela 9 apresenta uma descrição dos subsistemas, e a Figura 19 apresenta as potências nominais de conversão para eletricidade e calor.

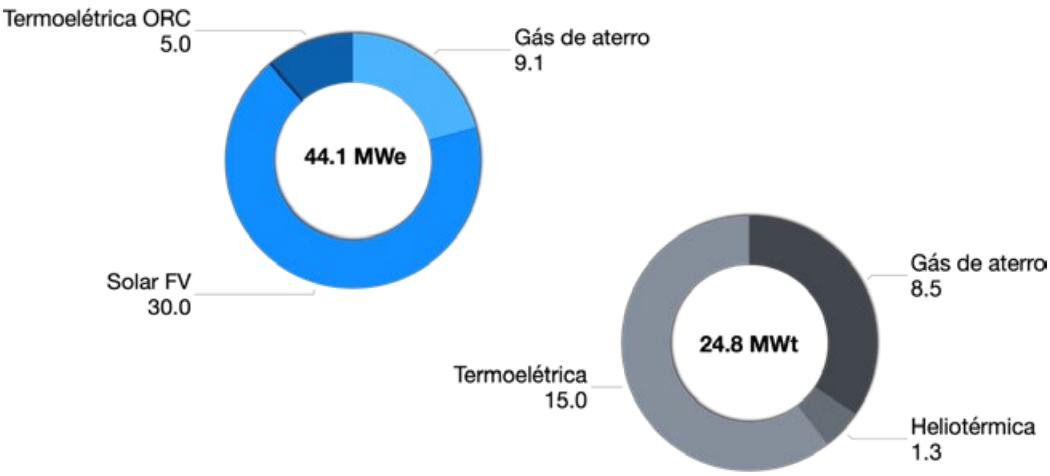


Figura 19. Potências de conversão para eletricidade e calor em MW

Tabela 9. Descrição de subsistemas energéticos

Sistema	Potência nominal	Descrição
Grupos geradores para gás de aterro	9 x 1,016 MWe	Motores de combustão interna turboalimentados para a queima direta de gás de aterro. Eficiência global de 35%.
Termoelétrica Gaseificação e fornalha	15 MWt	Conjunto gaseificador fornalha para queima de gás de síntese, com troca de calor para óleo térmico. Eficiência térmica de gaseificação/queima de 81%.
Termoelétrica Bloco de potência ORC	5 MWe	Ciclo ORC (Rankine orgânico) com turbinas axiais/gerador, bem como sistema de condensação em ar ambiente. Eficiência de ciclo de 20%.
Usina solar fotovoltaica	30 MWp	Usina solar fotovoltaica com painéis de inclinação fixo e inversores modulares de 1 MW. Eficácia de 1.629 kWh/ano/kWp.
Usina solar heliotérmica Campo solar	1,2 MWt	Usina solar heliotérmica com concentradores linear-Fresnel. Eficácia de 2.200 kWht/ano/kW.

O sistema concebido despacha eletricidade para a rede, e o calor é utilizado parcialmente para a conversão no sistema ORC de 5MW e para o processamento interno de chorume (e eventualmente na secagem de CDR). O sistema de aproveitamento de gás de aterro produz eletricidade e calor, tal como descrito no item anterior. A energia térmica é complementada pela queima de CDR e pela absorção de energia solar pelo campo de concentradores do sistema heliotérmico. Os valores anuais médios apresentados demonstram um fechamento do balanço global de energia do sistema, com excedentes na ordem de 15%, que compensam, assim, perdas e variações de sazonalidade. Lembra-se que a geração de energia varia ao longo do ciclo de vida da usina, tendo em vista o decaimento da disponibilidade de gás de aterro, bem como variabilidades devido à extração de resíduos pela mineração. Junta-se a este comportamento temporal o fato de que a energia solar apresenta uma variabilidade própria, devido ao ciclo diurno e ao caráter naturalmente estocástico da disponibilidade de irradiação solar.

Observa-se que os valores para a conversão energética em cada subsistema e no acoplamento entre eles foram obtidos pelos modelos previamente apresentados, utilizando dados de fabricantes para as características operacionais de equipamentos comerciais.

Observa-se que os resultados do arranjo proposto direcionam o calor residual para o processamento térmico do chorume, que apresenta o potencial de redução de emissões de 40% a partir do processo evaporativo. O consumo energético da planta de tratamento de chorume é compatível com o rejeito térmico do sistema no contexto da tecnologia CoVAP (cogeração evaporativa - Macaulay & Cammann, 2018).

Na Figura 21, os valores de produção de energia elétrica nos 20 anos de operação da usina híbrida são apresentados. Estes valores são obtidos pela utilização dos modelos, considerando todas as variabilidades dos sistemas (diária e anual). As simulações demonstram um potencial energético importante, o qual pode ser aproveitado de forma integrada ao processo de remediação. Este potencial preserva a exploração do gás de aterro no maciço e utiliza áreas mais livres (em particular a faixa junto à fronteira do Parque Nacional de Brasília) para a utilização de sistemas de conversão de energia solar – plenamente compatível com o baixo risco para a unidade de conservação. A produção de energia limpa de origem solar e de recuperação energética de RSU proporciona ganhos econômicos e de inserção de energia limpa na matriz energética local do Distrito Federal.

O principal peso na geração de eletricidade do sistema híbrido centra-se no aproveitamento de gás de aterro. A complementariedade dos sistemas de termoeletricidade (pela queima do CDR e subsistema heliotérmico), bem como na produção pela conversão direta da usina fotovoltaica, proporciona um fechamento de balanço energético coerente, propiciando robustez ao despacho de eletricidade e uso do calor.

A mineração e produção de CDR centram-se nas áreas periféricas do maciço em um primeiro momento. A estratégia proposta considera a reciclagem de plástico tipo PET e de parte do CDR produzido, como forma de compensar custos de mineração.

Os benefícios ambientais advindos do processo de remediação envolvem a redução da carga de chorume (500 mil m^3/ano), e pela redução de emissões atmosféricas. Cabe observar que o sistema proposto apresenta uma redução de emissões de gases de efeito estufa estimada em 38,4 mil tonCO_2eq/ano, tendo em vista a produção de energia limpa e queima de metano.

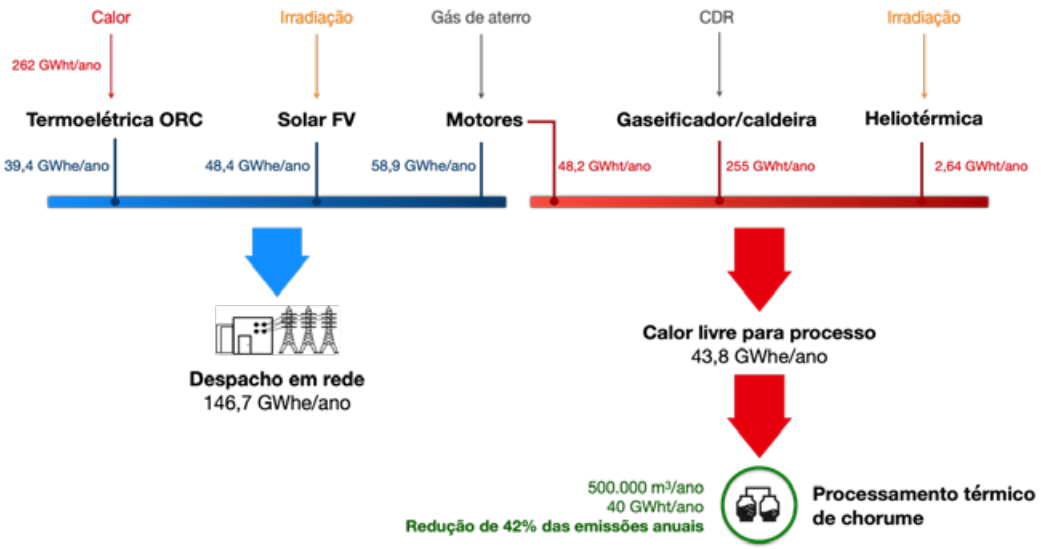


Figura 20. Fluxo de energia anual no sistema híbrido (valores médios)

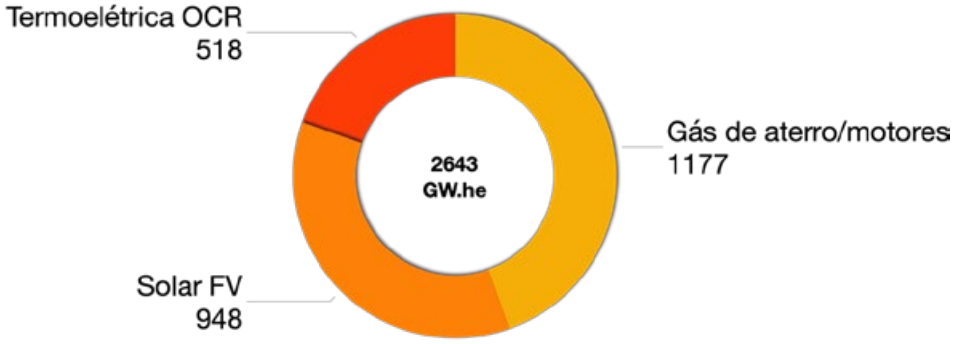


Figura 21. Produção de energia elétrica no ciclo de vida do aterro (20 anos) em GW.h

5.5 Indicadores Econômicos

Como última etapa do presente estudo de caso, algumas argumentações baseadas em indicadores econômicos do arranjo são apresentadas. Inicialmente, a Tabela 10 apresenta custos referenciais para cada componente do sistema integrado, resumindo valores comentados no item 4 do presente artigo. Os custos apresentados foram levantados junto a referências internacionais e nacionais de estudos econômicos de sistemas energéticos (EPE, 2018; IRENA, 2020; Lazard, 2020). Alguns contatos com fornecedores e empresas de montagem de plantas de energia e mineradoras foram efetuados no ano de 2020, convertendo valores em real para dólar. A análise aqui desenvolvida considerou uma análise de valor presente de investimentos e manutenção e operação dos sistemas. A taxa de desconto anual utilizada é de 10%.

Tabela 1 Custos de referência

Sistema	Equipamentos e instalações CAPEX	Operação OPEX
Mineração*	10 – 15 US$/ton	
Extração e condicionamento de gás de aterro	75.000 – 135.000 US$/ha	1.200 – 1.600 US$/ha/ano
Grupo geradores	700 – 800 US$/KWe	10 – 15 US$/MWe.h
Termoelétrica (OCR + Gaseificador + Caldeira)	2.000 – 6.000 US$/KWe	110 – 130 US$/MWe/ano
Usina solar fotovoltaica	1.000 – 1.300 US$/KWp	10 – 15 US$/KWp/ano
Usina solar heliotérmica Campo solar	2.500 – 4.000 US$/KWt	10 – 20 US$/KWt.h
Evaporador de Chorume*	6,0 – 8,0 US$/$m^3$	
Conexão à rede elétrica	12.000 US$/MW	500 – 700 US$/MW/ano

* Custos integrados CAPEX+OPEX

Cabe observar que os custos estimados de mineração e de processamento evaporativo de chorume foram orçados como uma prestação de serviço anual para o projeto, refletindo, assim, um modelo de negócio para o processamento do substrato lixo-solo (em ton/ano) e de processamento do volume bruto de chorume (em m^3/ano).

No contexto da mineração, os custos de referência contabilizam todas as operações ilustradas na Figura 5, com disponibilização do CDR, separação de recicláveis (em particular do PET) e da recomposição da área. De forma equivalente, o processamento de chorume deve drenar o chorume de toda a área de aterro, processando termicamente uma parte e dispondo adequadamente a parcela residual (concentrado de chorume e volume não processado). O aporte energético para os evaporadores é suprido pela produção de calor dos subsistemas.

As Tabelas 11 e 12 apresentam os custos totais associados ao processo de mineração ampliada e aos processos de conversão energético. Os custos do processo de evaporação do chorume são também explicitados. Com base nestes valores, alguns indicadores econômicos do projeto podem ser estimados.

Tabela 11. Estimativas de custos de mineração ampliada

Sistema	Base de cálculo	CAPEX (MUS$)	OPEX (US$/ano)
Mineração	20 Mton	–	3.834.000
Extração e condicionamento de gás de aterro	8,68 x 10^8 Nm^3 em 70 ha	7,0	100.000

Tabela 12. Estimativa de custos do sistema energético híbrido

Sistema	Base de cálculo	CAPEX (MUS$)	OPEX (US$/ano)
Grupo geradores (nove unidades)	9,1 MWe 1.170 (GW.h)	6,8	735.000
Termoelétrica (OCR + Gaseificador + Caldeira)	5 MWe 518(GW.h)	20,0	600.000
Usina solar fotovoltaica	30 MWe 948(GW.h)	34,5	375.000
Usina heliotérmica Campo solar	1,28 MWt 52,8(GWt.h)	4,16	19.200
Conexão à rede elétrica	44,1 MWe	5,29	26.000
Evaporação do chorume	500.000 m^3/ano	6,03	1.750.000*

*custo globalizado

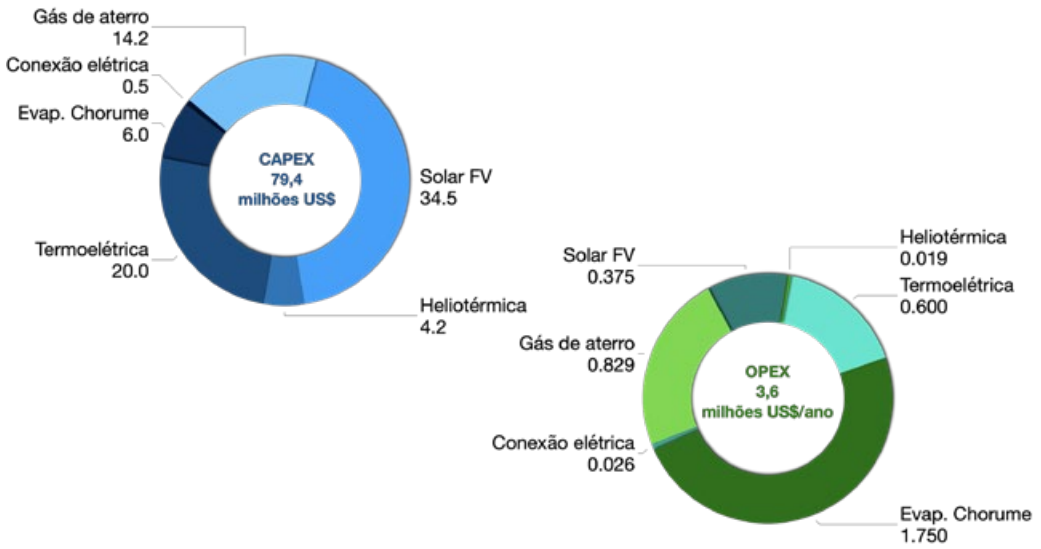


Figura 22. Custos gerais dos diferentes subsistemas (CAPEX e OPEX, respectivamente em MUS$ e MUS$/ano)

Algumas observações são pertinentes neste momento:

- a mineração do RSU produz 60 mil ton de PET reciclável (com valor de comercialização em torno de US$ 0.2/kg) e 3,4 milhões de ton de potencial de CDR. Assume-se que todo o PET reciclável será comercializado, assim como 30% do CDR processado (com preços em torno de US$ 30/ton). O uso comercial deste material é fundamental para proporcionar equilíbrio econômico do projeto, o que é uma das bases do conceito de mineração ampliada;

- considerando o poder calorífico inferior do CDR (9 MJ/kg), seu custo energético é estimado em 0,1224 US$/GJ. Em termos comparativos, em valores de 2021, o custo energético do gás natural é estimado em 7,1 US$/GJ. Isto indica uma excelente margem para a comercialização do CDR em substituição de combustíveis em fornos de plantas industriais (e.g. cimenteiras). Lembra-se, no entanto, que o poder calorífico do CDR é formado majoritariamente por plásticos reciclados, sendo o controle de sua queima objeto de várias restrições ambientais;
- o custo final para a mineração deve, portanto, ser composto pelo abatimento das parcelas de comercialização dos reciclados e, dessa maneira, tentar viabilizar o processo como um todo, abatendo parte da despesa anual de 3,8 milhões de dólares para a recuperação da área; e
- neste momento, o processamento de chorume é considerado um mecanismo de retorno econômico do projeto. De fato, os custos de processamento de chorume do antigo aterro são orçamentados pela gestão ambiental da área. Os preços aplicados encontram-se em torno de 5 US$/m^3, baseado nos atuais contratos de gestão da área.

A Tabela 13 apresenta os indicadores econômicos do projeto para toda a instalação. Apresenta-se o custo nivelado da energia para toda a usina e para cada subsistema, bem como o valor presente líquido - VPL (somente para a usina como um todo). O cálculo do VPL foi efetuado considerando o preço de venda da eletricidade em 95 US$/MWh.

Tabela 13. Indicadores econômicos

Sistema	LCOE Custo de Energia Nivelado (US$/MWh)	VPL Valor Presente Líquido (MUS$)
Planta completa (s/mineração)	91,6	25,1
Planta completa (c/mineração)	120,7	-7,6
Usina de conversão de gás de aterro	40,0	–
Termoelétrica ciclo ORC	165,6	–
Usina solar fotovoltaica	85,6	–

No que concerne aos valores dos custos energéticos apresentados, eles são plenamente compatíveis com os valores internacionalmente aplicados (ver Figura 23). Os valores do LCOE para a geração de usinas solares são um pouco mais alto do que as referências internacionais, tendência hoje infelizmente observada no ambiente brasileiro. Os valores gerais para toda a planta de geração de eletricidade são razoáveis, mesmo inserindo-se os custos de mineração.

Os indicadores econômicos de VPL demonstram que o cenário sem os custos da mineração são plenamente viáveis, com retornos econômicos claros do empreendimento (mesmo mantendo-se a compra de CDR externo).

Ao incluir todo o processo de remediação da área pela mineração, o VPL torna-se negativo, sugerindo que é necessário um aporte econômico adicional para a viabilização plena do projeto integrado energético com remediação ambiental completa.

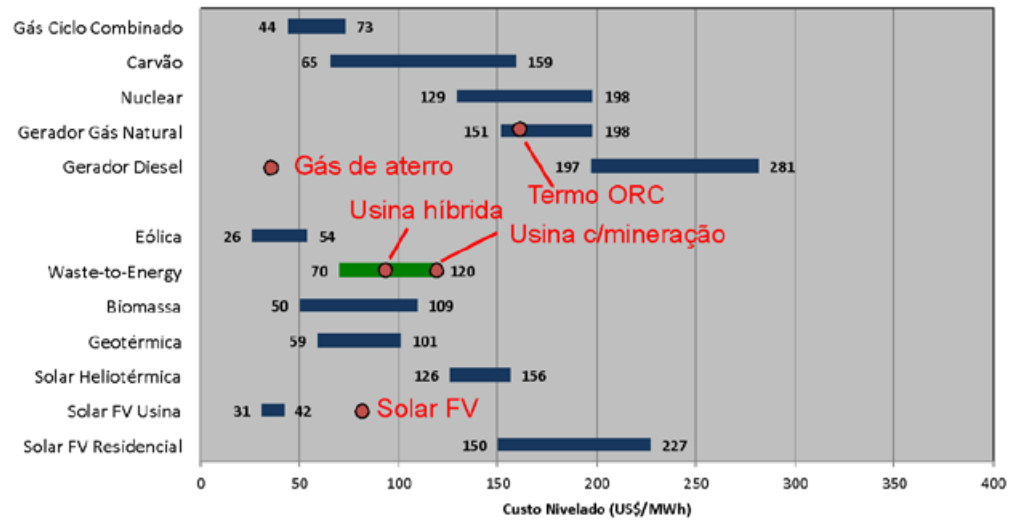


Figura 23. Custo nivelado de energia comparativamente aos valores de Lazard, 2020

6. CONCLUSÕES

O estudo de viabilidade técnica e econômica do sistema energético híbrido para o Aterro JCB foi realizado com base em uma concepção tecnológica inovadora, que visou integrar a geração de eletricidade à remediação ambiental da área do aterro fechado. Para um projeto de 20 anos de execução, propõe-se uma usina híbrida que agregue subsistemas de aproveitamento do gás de aterro (usando grupos geradores), de queima de RSU aterrados em uma pequena termoelétrica em ciclo orgânico (ORC), de uma central solar fotovoltaica e de uma central solar heliotérmica. Todo este sistema é capaz de proporcionar um retorno econômico para o contexto da geração de eletricidade, processando as emissões de chorume ao longo do ciclo de vida do projeto e reduzindo emissões de gases de efeito estufa.

O sistema proposto é viável do ponto de vista técnico e econômico em uma primeira avaliação técnica, proporcionando retornos econômicos ao empreendimento energético, mensurável por critérios econômicos e compatíveis em seus custos com padrões internacionais.

No entanto, ao integrar todos os custos de recuperação da área, altos valores do empreendimento de remediação e recuperação plena da área não podem ser compensados pelos retornos econômicos da geração de eletricidade e venda de recicláveis. Isto indica que algum aporte econômico adicional deva ser complementado, tendo como sugestões algumas possibilidades suplementares a serem consideradas em estudos posteriores:

- expansão da área de exploração da energia solar fotovoltaica em um novo módulo de 20 MW, compatível com a disponibilidade de área do aterro; e/ou
- aumento do tempo de vida de exploração energética do subsistema solar fotovoltaico para 25-30 anos; e/ou
- sinergia do sistema energético proposto com a solução energética para a usina de "lixo novo", compartilhando custos e retornos econômicos em uma proposta integrada para a recuperação energética do lixo em Brasília; e/ou

- contabilização da valorização do valor venal do terreno (de propriedade pública), viabilizando, assim, o processo de recuperação plena da área; e
- contabilização de retornos ambientais quantificáveis economicamente, associados à redução de emissões.

Finalmente, a proposta apresentada representa uma iniciativa diferenciada para a transformação do passivo ambiental do aterro JCB, envolvendo benefícios mensuráveis para a sociedade e estabelecendo uma referência apropriada para solução da situação atual da área, reduzindo uma tendência de degradação ambiental local para uma rota de soluções sustentáveis.

REFERÊNCIAS

[1] ABRELPE, & ISWA. *Roteiro para Encerramento de Lixões*: os lugares mais poluídos do mundo. Set., 2016. Obtido de: http://abrelpe.org.br/roteiro-para-encerramento-de-lixoes/.

[2] ALEYA, L.; GRISEY, E.; BOURIOUG, M.; BOURGEADE, P.; BUNGAU, S. G. *Proposed changes for post-closure monitoring of Etueffont landfill (France) from a 9-year survey*. *Science of The Total Environment*, v. 656, p. 634–644, 15 Mar., 2019. Available at: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.406.

[3] BARDELLA-CASTRO, J. D.; MADEIRA-NOGUEIRA, J. *Valoração econômica ambiental métodos da função produção: teorias e estudos de caso*. Curitiba, PR: CRV, 2019.

[4] BERRADA, A.; El MRABET, R. *Hybrid Energy System Models*. Academic Press: 21 Nov., 2020.

[5] BURNSIDE, W. *Landfill mining*. *Nature Sustainability*, 1(4), p. 156. 18, Apr., 2018. Available at: https://doi.org/10.1038/s41893-018-0058-4.

[6] CALDERÓN MÁRQUEZ, A. J.; CASSETTARI FILHO, P. C.; RUTKOWSKI, E. W.; DE LIMA ISAAC, R. (2019). *Landfill mining as a strategic tool towards global sustainable development*. *Journal of Cleaner Production*, v. 226, p. 1.102–1.115, 20 Jul., 2019. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.057.

[7] DESHMUKH, M. K.; DESHMUKH, S. S. (2008). *Modeling of hybrid renewable energy systems*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 12, n. 1, p. 235–249, Jan., 2008. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.07.011.

[8] DI MARIA, F.; SISANI, F.; CONTINI, S.; GHOSH, S. K. *Impact of different schemes for treating landfill leachate*. *Waste Management*, v. 71, p. 255–266, Jan., 2018. Available at: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.046.

[9] DUFFIE, J. A.; BECKMAN, W. A. *Solar Engineering of Thermal Process* (3rd ed.). J. Wiley, 2006.

[10] EPE. (2018). *Premissas e Custos da Oferta de Energia Elétrica no Horizonte 2050 - NT-PR 07/18*.

[11] FRÄNDEGÅRD, P.; KROOK, J.; SVENSSON, N. Integrating remediation and resource recovery: On the economic conditions of landfill mining. *Waste Management*, v. 42, p. 137–147, Aug., 2015. Available at: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.04.008.

[12] GROSSULE, V. *Final Quality of a Sustainable Landfill and Post-Closure Management*. *Detritus*, v. 13, p. 148–159, Dec., 2020. Available at: https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13999.

[13] GUO, S.; LIU, Q.; SUN, J.; JIN, H. *A review on the utilization of hybrid renewable energy*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 91, p. 1.121–1.147, Aug., 2018. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.105.

[14] HERNÁNDEZ PARRODI, J. C.; LUCAS, H.; GIGANTINO, M.; SAUVE, G.; ESGUERRA, J. L.; EINHÄUPL, P.; VAN PASSEL, S. *Integration of Resource Recovery Into Current Waste Management Through (Enhanced) Landfill Mining*. *Detritus*, v. 8, p. 141-156, Dec., 2019. Available at: https://doi.org/10.31025/2611-4135/2019.13884.

[15] HOGLAND, W. *Remediation of an old landsfill site*. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 9, p. 49–54, Jan., 2002. Available at: https://doi.org/10.1007/BF02987426.

[16] HOGLAND, W.; MARQUES, M.; NIMMERMARK, S. Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 6, n. 2, Sep., 2004.. Available at: https://doi.org/10.1007/s10163-003-0110-x.

[17] HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. *What a Waste:* A Global Review of Solid Waste Management. Washington, Mar., 2012.

[18] HOU, D. *Sustainable Remediation of Contaminated Soil and Groundwater:* Materials, Processes, and Assessment. Butterworth-Heinemann, 2019.

[19] HOU, D.; AL-TABBAA, A. Sustainability: A new imperative in contaminated land remediation. *Environmental Science & Policy*, 39, p. 25–34, 2014. Available at: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.02.003.

[20] HOU, D.; AL-TABBAA, A.; GUTHRIE, P.; HELLINGS, J.; GU, Q. *Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. Journal of Cleaner Production*, 83, p. 87–95, 2014. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.062.

[21] IPCC. *Guidelines for National Greenhouse Inventories*, 2006.

[22] IRENA. *Renewable Energy Technologies: Cost Analysis Series,* v. 1, 2012.

[23] IRENA. *Renewable Power Generation Costs in 2019*, 2020.

[24] ISO. *ISO 15927-4 Hourly data for assessing the annual energy use for heating and cooling*, 2005.

[25] JACOB, B. A.; AYERS, M. R. Landfill Solar: Trash To Treasure. *Energy Engineering*, 115(5), p. 37–47, 2018. Available at: https://doi.org/10.1080/01998595.2018.12027707.

[26] JOHANSSON, N.; KROOK, J.; EKLUND, M. The institutional capacity for a resource transition – A critical review of Swedish governmental commissions on landfill mining. *Environmental Science & Policy*, 70, p. 46–53, 2017. Available at: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.01.005.

[27] KLEISSL, J. *Solar energy forecasting and resource assessment*. Elsevier, 2013.

[28] KOSAJAN, V.; WEN, Z.; FEI, F.; DOH DINGA, C.; WANG, Z.; ZHAN, J. The feasibility analysis of cement kiln as an MSW treatment infrastructure: From a life cycle environmental impact perspective. *Journal of Cleaner Production*, v. 267, 122113, Sep., 2020. Available at: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122113.

[29] KUHN, J. N.; ELWELL, A. C.; ELSAYED, N. H.; JOSEPH, B. Requirements, techniques, and costs for contaminant removal from landfill gas. *Waste Management*, 63, p. 246–256, 2017.

[30] LAZARD. *Levelized Cost of Energy 14.0*, 2020.

[31] LIAN, J.; ZHANG, Y.; MA, C.; YANG, Y.; CHAIMA, E. A review on recent sizing methodologies of hybrid renewable energy systems. *Energy Conversion and Management*, v. 199, 112027., Nov., 2019. Available at: https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.112027.

[32] LOPES, M. M.; COBAS, V. R. M.; BARROS, R. M.; LORA, E. E. S.; DOS SANTOS, I. F. S. Energy potential using landfill biogas and solar photovoltaic system: a case study in Brazil. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 21, n. 6, p. 1.587–1.601, 17 Aug., 2019. Available at: https://doi.org/10.1007/s10163-019-00904-7.

[33] MACAULAY, M.; CAMMANN, C. Cogeneration for Industrial Wastewater Evaporation Has Rapid Payback. *Natural Gas & Electricity*, 35(5), p. 7–12, 2018.

[34] ONU. *Tranmsforming our world:* The 2030 agenda for sustainable development, 2015.

[35] PASTRE, G.; GRIFFITHS, Z.; VAL, J.; MUHAMMAD TASIU, A.; CAMACHO-DOMINGUEZ, E. V.; WAGLAND, S.; COULON, F. A Decision Support Tool for Enhanced Landfill Mining. *Detritus*, v. 1, p. 91–101, Mar., 2018. Available at: https://doi.org/10.26403/detritus/2018.5.

[36] REHMAN, A.; KHAN, K. A.; HAMID, T.; NASIR, H.; AHMAD, I.; ALAM, M. Effective Utilization of Municipal Solid Waste as Substitute for Natural Resources in Cement Industry. *Civil Engineering Journal*, v. 6, n. 2, p. 238–257, 2020. Available at: https://doi.org/10.28991/cej-2020-03091467.

[37] SAWLE, Y.; GUPTA, S. C.; BOHRE, A. K. Review of hybrid renewable energy systems with comparative analysis of off-grid hybrid system. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 81, p. 2.217–2.235, Jan., 2018. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.06.033.

[38] SHIVARAMA KRISHNA, K.; SATHISH KUMAR, K. A review on hybrid renewable energy systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 52, p. 907–916, 2015.

[39] SINHA, S.; CHANDEL, S. S. Review of software tools for hybrid renewable energy systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 32, p. 192–205, 2014.

[40] SONG, Y.; HOU, D.; ZHANG, J.; O'CONNOR, D.; LI, G.; GU, Q.; LIU, P. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. *Science of The Total Environment*, p. 610–611, p. 391–401, 2018.

[41] SZABÓ, S.; BÓDIS, K.; KOUGIAS, I.; MONER-GIRONA, M.; JÄGER-WALDAU, A.; BARTON, G.; SZABÓ, L. A methodology for maximizing the benefits of solar landfills on closed sites. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 76, p. 1.291–1.300, Sep., 2017. Available at: https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.117.

[42] US-EPA. *LFG Energy Project Development Handbook*, 2017. Retrieved from: www.epa.gov/lmop/landfill-gas-energy-project-development-handbook.

[43] WINTERSTETTER, A.; WILLE, E.; NAGELS, P.; FELLNER, J. Decision making guidelines for mining historic landfill sites in Flanders. *Waste Management*, v. 77, p. 225–237, Jul., 2018. Available at: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.049.

[44] WOLFSBERGER, T.; PINKEL, M.; POLANSEK, S.; SARC, R.; HERMANN, R.; POMBERGER, R. Landfill mining: Development of a cost simulation model. *Waste Management & Research*, 34(4), p. 356–367, 2016.

[45] YE, J.; CHEN, X.; CHEN, C.; BATE, B. Emerging sustainable technologies for remediation of soils and groundwater in a municipal solid waste landfill site – A review. *Chemosphere*, v. 227, p. 681–702, Jul., 2019. Available at: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.053

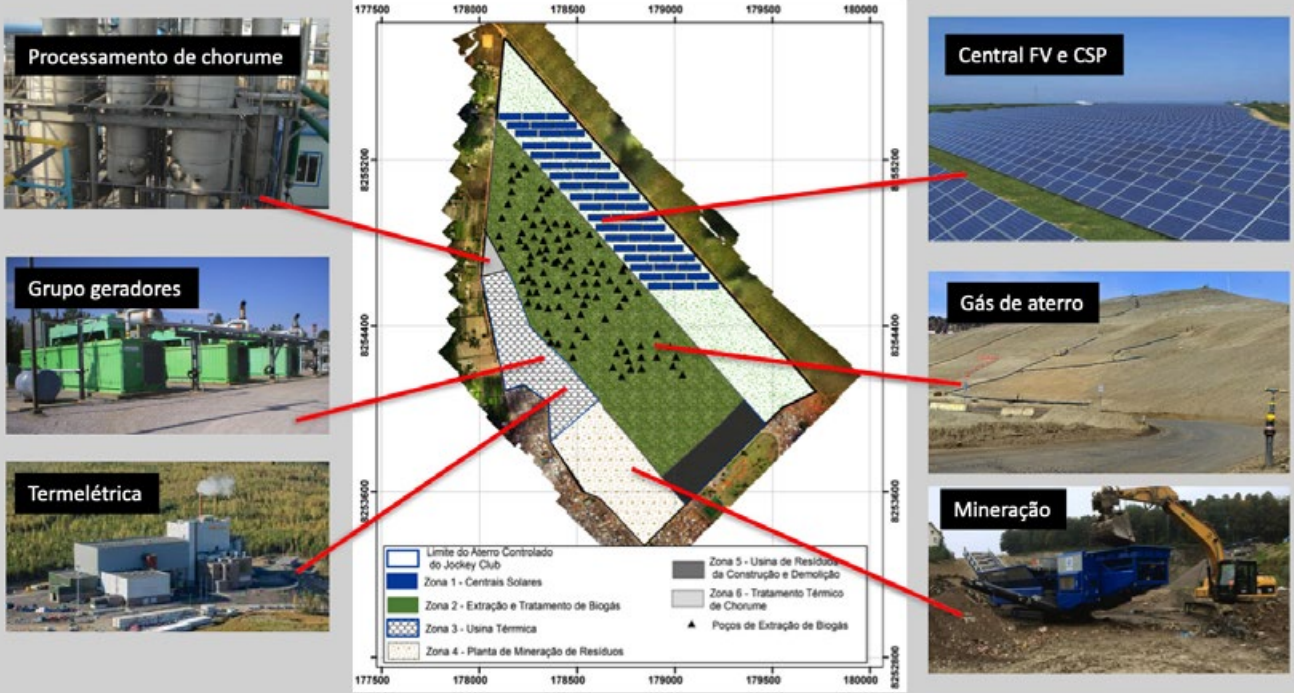
[46] ZHAO, R.; XI, B.; LIU, Y.; SU, J.; LIU, S. Economic potential of leachate evaporation by using landfill gas: A system dynamics approach. *Resources, Conservation and Recycling*, *124*, p. 74–84, 2017.

[47] ZOHURI, B. *Hybrid Energy Systems*. Cham: Springer International Publishing, 2018.

CAPÍTULO 15

Conclusões

Antonio Cesar Pinho Brasil Junior
Luciano Soares da Cunha
Sergio de Oliveira Frontin



OBJETIVO

O objetivo deste capítulo final do livro é apresentar as principais conclusões relacionadas aos diversos temas que foram abordados nos capítulos anteriores, onde foram apresentados os estudos e pesquisas realizados no âmbito deste projeto de P&D.

1. INTRODUÇÃO

Nesse contexto, foram analisados os seguintes temas principais:

- contextualização sobre a conversão energética de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU);
- conceito de Hub Energético Sustentável (HUBeS);
- marcos regulatórios;
- processos de conversão termoquímicos;
- emissões de metano;
- investigações geofísicas e geotécnicas;
- aproveitamento energético do gás metano e mineração;
- aproveitamento energético de combustíveis minerados;
- aplicação de tecnologias solar heliotérmica;
- aplicação de tecnologias solar fotovoltaica;
- avaliação ambiental com isótopos estáveis; e
- viabilidade técnica econômica do sistema de hibridização das fontes de geração.

Seguem as conclusões principais relacionadas a estes temas.

2. CONCLUSÕES PRINCIPAIS

2.1 Contextualização sobre a Conversão Energética de Resíduos Sólidos Urbanos

Com base em uma discussão ampla do cenário atual da geração de resíduos sólidos, observa-se uma tendência de forte crescimento do volume de resíduos em todo o mundo. Isto é uma preocupação e é objeto de um conjunto de agendas comuns de enfretamento do problema. As tendências atuais são frutos da modificação do padrão de consumo das sociedades contemporâneas, da tendência de crescimento populacional e da reconcentração de habitantes nos centros urbanos. Em países em desenvolvimento, tais como no Brasil, todos estes fenômenos são observados, com aumento significativo da geração de resíduos urbanos, tanto em volume total quanto *per capita*. Este cenário desfavorável induz à necessidade de estabelecimento de ações de gestão, que contribuam para a redução de externalidades socioambientais por meio da busca de soluções sustentáveis para o ambiente urbano.

Identifica-se também a necessidade de implantação de ações integradas que envolvam desde a redução de resíduos na fonte, a reciclagem/reúso e, por fim, a recuperação antes da disposição final em aterros. Para isso, a situação brasileira da gestão de resíduos sólidos, congruente com o cenário internacional, corrobora com as necessidades de ações sustentáveis propostas nas diferentes agendas internacionais para o desenvolvimento urbano. Nesse sentido, os processos de recuperação associados aos processos de triagem, compostagem e recuperação energética, podem proporcionar soluções viáveis para a gestão de resíduos. Ressalta-se também a condição específica brasileira relacionada com o fechamento eminente de todos os aterros inadequados, que deverá envolver um conjunto de ações de planejamento e de mitigação ambiental, no qual a recuperação de resíduos por reciclagem e aproveitamento energético seja parte da solução.

O Estado da Arte atual das tecnologias de recuperação energética, seja por meio da rota de conversão bioquímica (extração de gás de aterro e digestores anaeróbicos), seja por meio de conversão térmica (incineração, gaseificação ou pirólise), está associado à redução de emissões, à redução do volume de resíduos a ser disposto em aterros e à recuperação de parte do aporte energético dos materiais. Nesse sentido, as estratégias de recuperação que envolvem também implantações de unidades *WtE* podem proporcionar ingredientes de sustentabilidade ao fechamento de ciclos urbanos para processamento de resíduos.

2.2 Conceito de Hub Energético Sustentável (HUBeS)

Foi desenvolvido e apresentado o conceito de HUBeS como forma de descrever de maneira sistêmica um arranjo híbrido de geração de eletricidade WtE-Solar, considerando um enfoque integrado. Tal conceito leva em conta uma multiplicidade de vetores energéticos baseada em integração de várias fontes renováveis. Expande-se ainda o conceito consolidado de HUB energético para o conceito de HUBeS, que considera questões associadas à avaliação de sustentabilidade de sistemas energéticos.

Propõe-se que este conceito pode se adaptar bem ao modelo de usinas WtE sustentável, onde o enfoque de indicadores é inserido dentro da gestão da usina. Propõe-se ainda que as usinas WtE podem proporcionar a integração de fontes renováveis de maneira viável, no que concerne aos componentes econômicos, ambientais e sociais associados à sustentabilidade.

Cabe, por fim, ressaltar que o conceito apresentado apresenta uma inovação para com a literatura internacional de integração de HUB's energéticos. Seja pela ampliação do conceito, seja pela aplicação em usinas de recuperação de energia de Resíduos Sólidos Urbanos.

2.3 Marcos Regulatórios

A geração de energia elétrica a partir de Resíduos Sólidos Urbanos é feita primordialmente mediante a utilização de biogás de aterros sanitários que, juntamente com resíduos derivados de estações de tratamento de esgotos, é classificado pela Aneel como resíduos urbanos. E este montante está classificado na fonte Biomassa.

De acordo com o Boletim de Informações Gerenciais publicado pela Aneel correspondente ao primeiro trimestre de 2019, a capacidade instalada total do Brasil era de cerca de 164.747 MW gerada em 7.420 empreendimentos. Sendo que as usinas termelétricas contribuem com cerca de 41.337 MW (25,1%) em 3.001 (40,4%) empreendimentos, utilizando diversos tipos de combustíveis. Nesse cenário, a capacidade total instalada de usinas térmicas à biomassa é de cerca de 14.674 MW (8,9% do total instalado), dos quais a geração proveniente dos RSU é de somente 129 MW (0,08 % do total instalado) em 22 plantas.

Identifica-se, portanto, a necessidade de implantação de ações integradas que envolvam desde a redução de resíduos na fonte, a reciclagem/reúso e, por fim, a recuperação antes da disposição final em aterros. Para isso, a recuperação energética do RSU pode assumir um papel importante nesta estratégica.

No contexto desse tema, o principal marco regulatório brasileiro certamente é a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que foi instituída pela Lei n.º 12.305 de 2 de agosto de 2010 e regulamentada pelo Decreto n.º 7.404 de 23 de dezembro de 2010. Essa Lei dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos (incluindo os considerados perigosos), às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis.

Existem ainda diversos outros Marcos Regulatórios gerais, publicados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas, Conselho Nacional do Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Agência Nacional de Energia Elétrica, Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis etc.

Dentre estes marcos regulatórios gerais, deve-se citar a Lei n.º 14.026 publicada em 15 de julho de 2020, que atualiza o marco legal do saneamento básico e trata dos prazos para a definição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

É importante indicar que esta Lei legisla sobre alguns aspectos relacionados à limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos e, portanto, a sua aplicação deve ser acompanhada.

Outro aspecto interessante da Lei é a obrigatoriedade para que todos os municípios celebrem contratos de concessão pelo prazo de 30 anos, para a prestação dos serviços de saneamento básico, mediante parcerias público-privadas (PPPs) decorrentes de processo licitatório. A Lei induz à formação de consórcios regionais para redução de custos dos serviços de saneamento e traz a possibilidade de cobrança dos custos de coleta, tratamento e destinação final de resíduos por meio de taxas incorporadas na conta de água dos consumidores. Tais práticas podem ser igualmente utilizadas para a implantação de Usinas de Recuperação Energética dos Resíduos Sólidos Urbanos.

Como existe a possibilidade de constituição de um sistema híbrido num lixão decorrente do aproveitamento integrado das diversas fontes de geração, deve-se atentar para resolução normativa a ser publicada pela Aneel com base nas contribuições recebidas da consulta pública lançada no dia 21 d eoutubro de 2020.

2.4 Processos de Conversão Termoquímicos

Com vistas ao aproveitamento energético dos Resíduos Sólidos Urbanos, apresentou-se uma revisão das principais tecnologias de conversão termoquímica. Tipos de equipamentos foram descritos bem como seus princípios de funcionamento. Modelos matemáticos usados na conversão energética por pirólise e gaseificação foram descritos; e suas equações governantes, deduzidas. Para a previsão da capacidade de conversão, sugere-se o emprego de recursos computacionais para resolver os modelos sugeridos, o que contribuirá para a seleção do tipo de equipamento e tecnologia a ser empregada. Observa-se ainda a necessidade de considerar as características de cada cenário, sendo a simulação válida somente para o caso estudado.

Com a finalidade de aproveitamento energético dos resíduos depositados no aterro da estrutural, buscaram-se no presente estudo formas de medir o seu potencial de conversão. Dados levantados para o aterro ao longo dos últimos 52 anos foram estudados; e amostras de resíduo minerado em profundidade, recolhidas e analisadas. Como resultado, mediu-se um poder calorífico inferior à base úmida (PCI_{bu}) de 2,3 MJ/kg, para uma umidade de 22,7%. Com este valor, é possível a conversão de até 11.341 GWh em calor ou 2.520 GWh em eletricidade.

Para alcançar estes resultados, seriam necessários investimentos em novas tecnologias de separação dos resíduos energeticamente aproveitáveis dos materiais inertes presentes na mistura – que nas amostras mediram 21% do total. Outro desafio é secagem dos resíduos, uma vez que teores altos de umidade foram encontrados junto às amostras, variando de 17% a 36%(mm).

Destaca-se a grande diferença de poder calorífico encontrado em resíduos novos – 5,6 MJ/kg contra 2,3 MJ/kg do minerado. Isso sugere que uma mistura de resíduo novo com o minerado pode ser economicamente viável para uso em coprocessamento de cimento, por exemplo. Neste caso, a promoção da remediação ambiental do terreno ocorrerá pela retirada gradual de resíduos do sítio da estrutural e aproveitamento na produção industrial. Outra proposta de trabalho futuro é a pirólise do material coletado sem tratamento prévio a temperaturas superiores a 300°C, utilizando os gases combustíveis provenientes do processo como uma fonte adicional de combustível para o processo. Ao final ter-se-ia somente um mineral sólido com características semelhantes à da terra comum, livre de contaminantes, promovendo, assim, a remediação ambiental daquele sítio.

2.5 Emissões de Metano

A abordagem científica sobre o fluxo de gás metano gerado a partir de áreas de disposição de resíduos sólidos encontra-se em crescimento desde a década de 80. Até meados de 2017, o número de documentos publicados aumentou constantemente, alcançando um total de quase 60 publicações entre 2016 e 2017. Com uma recente queda no número de publicações no fim do ano de 2018, houve um total de cerca de 25 publicações. Estados Unidos, Canadá e China aparecem como os países que mais publicaram a respeito deste tema, sendo que os Estados Unidos detêm cerca de 200 publicações na área. O Brasil aparece com 20 documentos publicados até 2019. A revista que concentra a maioria das publicações é a *Waste Management*.

Diferentes escopos surgiram como temas motores em cada período analisado. Entre 2016 e 2019, com o aumento da preocupação sobre variáveis ambientais, temas como combustíveis, oxidação de metano e tratamento de resíduos refletiram na produção científica internacional. A tendência da abordagem relativa à oxidação de metano tem sido seguida até os dias atuais, voltada para novos métodos e técnicas de mitigação de emissões de gases de efeito estufa. A reação do metano, por ser exotérmica, apresenta anomalias térmicas no solo, o que tem justificado o uso do método de termografia por infravermelho como técnica eficaz na detecção de vazamento deste gás. Esse indicador bibliométrico, apontado como um tema motor do período de 2016-2019, é de fato verificado pelas atuais produções científicas identificadas em relação ao tema.

A abordagem de fluxo de metano surge entre os anos de 2005 a 2015 como tema representativo desta década. A partir de 2016, a abordagem converge para o escopo ambiental, tratando especificamente de variáveis ambientais que causam impacto no cenário de redução das emissões, o que aponta que a evolução tecnológica sobre fluxo de metano nos quatro últimos anos tem sido tratada muito inserida em um contexto de impacto ambiental.

Dessa forma, nota-se que os impactos da disposição de resíduos sólidos e as externalidades geradas nesses locais formam um tema relevante no contexto científico mundial desde a década de 80, período que coincide com o ganho de consciência ambiental social, sendo um tema cada vez mais abordado por pesquisadores mediante o desenvolvimento de tecnologias de gestão e detecção de gases.

2.6 Investigações Geofísicas e Geotécnicas

O aterramento de resíduos resulta na formação de feições antrópicas que contemplam uma mistura de materiais naturais (solos) e resíduos de origens e composições diversas, as quais foram denominadas de forma geral neste capítulo como maciço de resíduos. Tradicionalmente, os métodos de investigação em subsuperfície são divididos em diretos e indiretos.

Os métodos geofísicos são os principais representantes de métodos indiretos de investigação, sendo ferramentas multidisciplinares que possuem aplicações para fins variados. Para a grande variedade de usos a que se destinam, os métodos que empregam princípios elétricos e sísmicos possuem ampla aplicação. Especificamente, a caracterização de maciços de resíduos é uma dessas aplicações, e, dentro desta, foram identificados quatro aspectos principais que são determinantes para a previsão dos potenciais de reaproveitamento dos materiais contidos no maciço ou de geração de energia a partir destes: a) arranjo geométrico da disposição dos resíduos; b) composição dos resíduos; c) teor de umidade dos resíduos; e d) zonas de acúmulo de gases. Para o estudo e avaliação de cada um desses aspectos, foram apresentados os principais métodos geofísicos aplicados na literatura recente, a forma com que foram aplicados e os resultados que foram obtidos. Em geral, para todos esses aspectos, os métodos elétricos e sísmicos têm uma aplicabilidade típica, e em alguns casos a integração entre estes pôde fornecer evidências mais precisas do aspecto em estudo, como para a). Os resultados da aplicação da geofísica para determinar b), c) e d) são, em geral, qualitativos, mas possuem elevada

representatividade espacial, o que lhe confere grande potencial para ser aplicada em fases exploratórias de investigação, permitindo uma alocação de recursos mais eficiente para investigações diretas. Diante disso, foi possível concluir que os métodos geofísicos são alternativos de investigações indiretas com grande capacidade de fornecer dados e informações para fins de aproveitamento energético em maciços de resíduos, mas não excluem a necessidade de realizar investigações diretas.

Investigações geotécnicas são métodos diretos frequentemente utilizados para caracterizar o subsolo. De forma similar aos métodos geofísicos, as investigações geotécnicas possuem um amplo campo de aplicação, tais como o estudo de desastres ambientais (movimentos gravitacionais de massa), o aprimoramento agrícola, e, mais comumente, o apoio a obras civis. No contexto de investigações geotécnicas para caracterização de maciços, ressalta-se que estas investigações se prestam primordialmente a: a) determinar o comportamento mecânico de solos e resíduos; b) caracterizar fisicamente e quimicamente os solos e resíduos; e c) avaliar a contaminação em solos. Presume-se que a aplicação de investigações geotécnicas para fins de b) e c) possuem grande relevância para a caracterização de maciços de resíduos em termos do potencial de reaproveitamento dos materiais que os compõem. Para desempenhar tais atividades, há a necessária locação de instalações físicas, cuja integridade está condicionada às características do maciço de resíduos salientadas em a).

2.7 Aproveitamento Energético do Gás Metano e Mineração

A geração de energia através do biogás reúne questões técnicas de diversos campos de estudo. Um ponto significativo evidente é que o biogás é um gás corrosivo, porque o sulfeto de hidrogênio está potencialmente presente em um nível alto. Isso é um problema, pois o sulfeto de hidrogênio é prejudicial a algumas tecnologias de geração, seja diretamente ou por meio da combustão onde é formado dióxido de enxofre, que pode atacar os componentes do motor. Existem vários métodos biológicos, químicos e físicos para reduzir a concentração de sulfeto de hidrogênio, porém nenhum se apresenta como ideal. No entanto, eles adicionam custo e complexidade aos sistemas de geração de energia. Além disso, a eficiência reivindicada para esses dispositivos significa que o enxofre certamente ainda seria um problema para certas tecnologias, mesmo após a passagem pelo purificador.

O enxofre é um problema particular para células de combustível, corroendo eletrocatalisadores e catalisadores de processamento de combustível. O limite de enxofre tolerável na célula a combustível é inferior a 1 ppm. Por esse motivo, as células a combustível movidas a gás natural sempre incluem tecnologia de remoção de enxofre com o objetivo de remover algumas dezenas de ppm de enxofre do combustível. A presença de enxofre em um nível de até três ordens de magnitude maior do que este é um problema particular para células de combustível.

No geral, cada tecnologia é capaz de operar com biogás. As tecnologias baseadas na combustão, como as microturbinas, requerem um pré-processamento mínimo ou nenhum quando operadas com a maioria dos biogases. As células de combustível exigirão um pré-processamento significativo.

O maior direcionador de mercado são os custos, tanto os custos de capital quanto os custos de operação e manutenção (O&M). Os motores de combustação interna atualmente têm o menor custo de capital, em grande parte uma consequência do volume de produção. No entanto, há relativamente pouco espaço para redução adicional de custos dessa tecnologia madura. As microturbinas têm o potencial de igualar ou superar esses custos baixos. As mais altas eficiências elétricas são oferecidas pelos híbridos de combustível gasoso e célula de combustível, e estas oferecem potencial maior que 50% de eficiência. Microturbinas, motores Stirling, MCI e usinas a vapor de pequena escala têm eficiências relativamente baixas. A eficiência dos MCI de capacidade comparável às microturbinas quando operados com biogás tem sido tradicionalmente inferior a 25%. É importante notar que as diferenças na eficiência geral das unidades de cogeração não são tão grandes. Os sistemas híbridos tendem a se concentrar mais em aplicações somente de energia.

Não há uma tecnologia claramente superior às outras em todas as situações. A diversidade das necessidades dos usuários de biogás significará que um mercado para cada tecnologia será provável. Os MCI são a opção de geração de energia mais desenvolvida para uso com biogás. Historicamente, esta tem sido a escolha natural de tecnologia para biogás, simplesmente porque era a de mais fácil adaptação. Atualmente, as microturbinas são a nova tecnologia mais barata e irão competir bem com a tecnologia do motor nesta aplicação, aumentando sua participação na marca, conforme a produção aumenta e os custos caem ainda mais.

Impulsionado em grande parte por fatores ambientais, o desenvolvimento do mercado para a digestão anaeróbia (por exemplo, de resíduos agrícolas ou de processamento e esgoto) e uma maior exploração dos recursos de gás de aterro são esperados. A atratividade de muitos projetos de digestão anaeróbia dependerá de estudos completos, incluindo custos de capital, economia de eletricidade e venda de subprodutos do processo. Em geral, incentivos ambientais econômicos serão necessários para estimular um grande mercado.

2.8 Aproveitamento Energético de Combustíveis Minerados

Foi analisada a mineração abrangente de aterros sanitários com foco na conversão energética de insumos, tanto gasosos quanto sólidos. Atenção especial foi dada para os processos realizados *in situ*. Além dos conceitos tradicionais de recuperação de insumos energéticos (WtE) e de materiais (WtM), sugeriu-se a mineração planejada da área (LwW – *Land without Waste*) objetivando ocupar os espaços disponibilizados para projetos solares no contexto da hibridização. No que concerne aos insumos energéticos minerados, o capítulo apresentou dados, parâmetros relevantes na definição das rotas de conversão energética. Adicionalmente, foram abordadas as tecnologias consolidadas e inovadoras para a valorização dos insumos minerados num contexto de mineração abrangente. O capítulo é concluído apresentando um conjunto de ferramentas para a realização de balanço de massa e energia empregando a plataforma EES (*Engineering Equation Solver*) apropriada para a solução de problemas termodinâmicos. Tais ferramentas foram desenvolvidas para se avaliarem, de forma mais detalhada, os processos de conversão dos combustíveis e a aplicação destes em diferentes máquinas térmicas.

2.9 Aplicação de Tecnologia Solar Heliotérmica

Com relação ao uso de tecnologias heliotérmicas, apesar de sua viabilidade ser comprovada pelas plantas comerciais já implementadas, ainda não existem estudos consistentes na sua utilização para o aproveitamento no contexto de WtE. No entanto, o aproveitamento do recurso solar em instalações híbridas CSP-térmica fortes, como, por exemplo, em ciclos de potência Rankine ou combinado com a associação de gás de aterro e/ou CDR com o recurso solar, parece ser uma aplicação promissora devido à melhor eficiência na conversão solar/eletricidade, quando comparada à fotovoltaica, e redução de custos de capital das instalações puramente CSP, o que é um entrave à proliferação da tecnologia no país.

Procurou-se demonstrar o uso de tecnologias heliotérmicas como uma possibilidade incremental na remediação ambiental de áreas degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos. Pretendem-se definir os requisitos funcionais objetivando analisar as possibilidades futuras de implantação de uma planta heliotérmica na área. Como não existem instalações existentes que usam sistemas heliotérmicos para aproveitamento do recurso solar em áreas de aterro sanitário, não é possível uma análise crítica baseada em casos reais. Nestes estudos, foi possível verificar dois fatos relevantes. Em todos, o sistema heliotérmico era hibridizado com outra forma de fonte de energia térmica para geração de energia. Além disso, os estudos encontrados usam diferentes tecnologias heliotérmicas, variando o tipo de concentrador (Calha Parabólica, Torre Central e Linear Fresnel), fluido de transferência de calor (óleo térmico, sal fundido, geração direta de vapor), com e sem armazenamento. Esse fato é um indicativo de que não há limitações importantes para as tecnologias heliotérmicas a serem aplicadas e que a hibridização é, possivelmente, a opção mais indicada para o uso de tecnologias heliotérmicas no aproveitamento do recurso solar da área do aterro na geração de energia.

É importante ressaltar que as investigações citadas avaliaram instalações novas, o que difere consideravelmente da aplicação pretendida para o presente projeto. As restrições de área disponível para a instalação e a própria condição específica dessa área podem, sim, representar entraves à instalação de tecnologias heliotérmicas. Sendo assim, para fazer um estudo de caso dentro do contexto de aterro sanitário já em operação, foi escolhida a tecnologia Linear Fresnel por ser a mais simples com menores exigências em relação ao terreno e com menores custos de capital.

No caso da hibridização apenas com o sistema heliotérmico, que permite que o sistema de potência quase dobre de tamanho, a viabilidade econômica é altamente dependente da área adequada para instalação do sistema heliotérmico no aterro ou nas proximidades. Além disso, a incorporação de um terceiro recurso para compensar a intermitência da radiação solar permite aproveitar ao máximo o sistema de energia aprimorado. Embora os números de energia gerada aqui apresentados sejam válidos apenas para o Jockey Clube de Brasília (JCB), existem vários aterros em países em desenvolvimento e subdesenvolvidos com condições semelhantes de aterro e recursos solares que poderiam se beneficiar do arranjo do sistema de energia híbrido proposto.

2.10 Aplicação de Tecnologia Solar Fotovoltaica

A utilização de sistemas fotovoltaicos em aterros de Resíduos Sólidos Urbanos é uma tendência, com centenas de casos já instalados nos Estados Unidos. Tal experiência permite balizar, com mais segurança, as modificações que devem ser feitas nos projetos fotovoltaicos para considerar as peculiaridades dos aterros, e também como as placas solares e suas estruturas de sustentação afetam a operação e manutenção da cobertura do aterro.

A quantidade de lixo produzida cresce a cada ano e em sua maior parte é lançada em aterros e lixões. A proposta de *Reduzir, Reutilizar e Reciclar* é um primeiro passo, mas abrange apenas parte do problema. Os demais resíduos - não recicláveis - podem ser transformados em calor útil, eletricidade e combustível pela incineração e captação de gases liberados na decomposição, o que ainda evita a liberação de gases extremamente poluentes em termos de efeito estufa. Por fim, os aterros e lixões, áreas impróprias para diversos fins pelo risco de contaminação, se tornam atrativos à utilização para geração de energia limpa como a solar fotovoltaica.

Em vista disso, foram feitos estudos estatísticos do potencial de geração solar fotovoltaica em lixões encerrados no Brasil. Pela ausência de dados específicos, foram considerados lixões e aterros controlados. Definida a amostra necessária para obtenção dos dados com grau de certeza aceitável, foram medidas as áreas de diversos lixões e aterros e definida uma área média de 31.750,64 m^2. Com a irradiação e inclinação mais eficientes para as capitais de cada unidade da federação, estimaram-se potência e energia.

Entre os estados do Brasil, os valores de potência e energia variam bastante pela diversidade na latitude e na quantidade de lixões e aterros controlados em cada uma. Considerando que metade dos lixões e aterros considerados fizesse a instalação de sistemas fotovoltaicos aproveitando metade de sua área, ter-se-ia uma potência instalada de 1,52 GW. Em relação à energia, considerando os mesmos 25% de aproveitamento, estimou-se uma capacidade de geração de 2,12 TWh/ano.

2.11 Avaliação Ambiental com Isótopos Estáveis

A utilização de isótopos estáveis de carbono como ferramenta complementar de avaliação ambiental de áreas degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos mostrou-se totalmente eficaz para a determinação das etapas de decomposição da matéria orgânica e seu estágio de estabilização no antigo Aterro Controlado do Jockey Clube (ACJC).

Com base em nossos dados, a água da chuva desempenha um papel importante no transporte de oxigênio para o aterro sanitário e afeta diretamente a produção de metano. O oxigênio controla a disponibilidade de receptores de elétrons, como SO_4^{2-} e NO_3^-, e a adição de CO2 com assinatura isotópica negativa ao reservatório de DIC.

Os eventos de chuva fornecem um aumento na OD, o que leva à oxidação da matéria orgânica disponível. Este processo é eficaz na redução de longo prazo de emissões de contaminantes e gases. Contudo, em termos de produção de CH_4, a oxigenação não é uma boa prática. Nossos dados sugerem que uma depleção de CH_4 está relacionada a um processo de oxidação ou este não foi produzido, devido à alta disponibilidade de OD ou receptores de elétrons, como NO_3^-, Fe^{3+} (como Fe (OH) 3) e SO_4^{2-}. Os dados isotópicos de amostras de lixiviado e medições de gás sugerem

que a maior parte do ACJC está ligada à fase de metanogênese estável. Variações na relação CH_4/CO_2 indicam que esses gases estão sendo produzidos ou consumidos dentro do sistema de aterro.

O ACJC é um sistema químico complexo com circulação de fluido heterogênea. A degradação da matéria orgânica pode ocorrer por oxidação aeróbia, anaeróbia e metanogênese, dependendo da suscetibilidade à recarga do aterro. Concluímos que, para melhorar a produção de metano no ACJC, a operação do aterro deve evitar o influxo de água da chuva e definir um procedimento fechado de recirculação do lixiviado.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo de viabilidade técnica e econômica do sistema energético híbrido para o Aterro JCB foi realizado com base em uma concepção tecnológica inovadora, que visou integrar a geração de eletricidade à remediação ambiental da área do aterro fechado. Para um projeto de vinte anos de execução, propõe-se uma usina híbrida que agrega subsistemas de aproveitamento do gás de aterro (usando grupos geradores), de queima de RSU aterrados em uma pequena termoelétrica em ciclo orgânico (ORC), de uma central solar fotovoltaica e de uma central solar heliotérmica. Todo este sistema é capaz de proporcionar um retorno econômico para o contexto da geração de eletricidade, processando as emissões de chorume ao longo do ciclo de vida do projeto e reduzindo emissões de gases de efeito estufa.

O sistema proposto é viável do ponto de vista técnico e econômico em uma primeira avaliação técnica, proporcionando retornos econômicos ao empreendimento energético, mensurável por critérios econômicos e compatíveis em seus custos com padrões internacionais.

No entanto, ao integrar-se todos os custos de recuperação da área, altos valores do empreendimento de remediação e recuperação plena da área não podem ser compensados pelos retornos econômicos da geração de eletricidade e venda de recicláveis. Isto indica que algum aporte econômico adicional deva ser complementado, tendo como sugestões algumas possibilidades suplementares a serem consideradas em estudos posteriores:

- Expansão da área de exploração da energia solar fotovoltaica em um novo módulo de 20 MW, compatível com a disponibilidade de área do aterro; e/ou
- Aumento do tempo de vida de exploração energética do subsistema solar fotovoltaico para 25-30 anos; e/ou
- Sinergia do sistema energético proposto com a solução energética para a usina de "lixo novo", compartilhando custos e retornos econômicos em uma proposta integrada para a recuperação energética do lixo em Brasília; e/ou
- Contabilização da valorização do valor venal do terreno (de propriedade pública), viabilizando assim o processo de recuperação plena da área; e, por fim,
- Contabilização de retornos ambientais quantificáveis economicamente, associados à redução de emissões.

Finalmente, a proposta apresentada representa uma iniciativa diferenciada para a transformação do passivo ambiental do aterro JCB, envolvendo benefícios mesuráveis para a sociedade e estabelecendo uma referência apropriada para solução da situação atual da área, reduzindo uma tendência de degradação ambiental local para uma rota de soluções sustentáveis.

Agradecimentos

No decorrer do projeto, inúmeras pessoas apoiaram e contribuíram para o bom andamento das pesquisas, dentre elas agradecemos ao Governo do Distrito Federal, nas pessoas do seu Governador Ibaneis Rocha Barros Junior e Vice-governador Marcus Vinícius Britto de Albuquerque Dias; à Agencia Nacional de Energia Elétrica (Aneel), ressaltando os nomes André Pepitone da Nóbrega (Diretor-Geral) e Paulo Luciano de Carvalho (Superintendente de Pesquisa e Desenvolvimento e Eficiência Energética); ao Presidente do Grupo CEB Edison Antônio Costa Brito Garcia; à CEB Geração S.A. e a CEB Lajeado S.A., como empresas patrocinadoras, enfatizando o apoio dos diretores Luiz Eduardo Sá Roriz (Diretor-Geral da CEB Geração), João Wellish (Diretor-Geral da CEB Lajeado), Priscila Paris Mendonça (Diretora da CEB Geração), Jairo Fernando Mecabô (Diretor Financeiro da CEB Lajeado) e João Marcos Assis da Silva (Diretor Técnico da CEB Lajeado), e a equipe técnica envolvida, na pessoa da Priscilla Cardoso Villela (Gestora do Projeto e Consultora da CEB Geração e CEB Lajeado); aos ex-diretores responsáveis pela assinatura do convênio no ano de 2018, Paulo Afonso Teixeira Machado (Diretor-Geral da CEB Geração), Jose Henrique de Oliveira Vilela (Diretor da CEB Geração), Fernando Oliveira Fonseca (Diretor-Geral da CEB Lajeado), Paulo Marcos Cascelli de Azevedo (Diretor da CEB Lajeado) e Armando Casado de Araújo (Diretor da CEB Lajeado); aos órgãos governamentais envolvidos, nas pessoas do Izidio Santos Junior (Presidente da Terracap) e Felix Pallazo (Diretor-Presidente do SLU).

Pela oportunidade relativa à participação neste projeto, os autores ainda agradecem:

- à Magnífica Reitora da Universidade de Brasília, professora Márcia Abrahão Moura, pelo apoio institucional e incentivos para a execução das atividades atreladas ao projeto; e

- à Finatec, principalmente ao seu ex-diretor-presidente Edson Paulo da Silva que contribuiu de forma relevante para a viabilização do projeto; ao atual diretor-presidente Armando de Azevedo Caldeira Pires; ao superintendente Gustavo Abrantes Condeixa, à gerente da Área de Acompanhamento e Gerência de Projetos Luiza Lavocat Galvão de Almeida Coelho; e às analistas de projeto Débora Fernandes da Cunha, Denise Santos Valadão e Mariana Lopes Rodrigues.

ANEEL
Agência Nacional de Energia Elétrica
P&D - Programa de Pesquisa e Desenvolvimento

Proponente

CEB GERAÇÃO

Cooperada

CEB LAJEADO

Executora

Universidade de Brasília

Fundação de Apoio

FINATEC
Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos

ISBN: 978-65-990299-3-6

CBL

9 786599 029936