

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

PIERRE D'AGOSTINI TEBALDI

**Principais métodos empregados na gestão da fração orgânica dos resíduos sólidos
urbanos – Revisão Bibliográfica**

São Paulo

2022

Principais métodos empregados na gestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos – Revisão Bibliográfica

Versão Corrigida

Monografia apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para a obtenção do título de Especialista em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields.

Orientadora: Profa. Dra. Valéria Guimarães Silvestre Rodrigues

São Paulo

2022

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo-na-publicação

Tebaldi, Pierre D'Agostini

Principais métodos empregados na gestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos – Revisão Bibliográfica / P. D. Tebaldi – São Paulo, 2022.
67 p.

Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1. Resíduos Orgânicos 2. Tratamento de Resíduos 3. Resíduos Sólidos
4. Biocarvão 5. Economia Circular I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

RESUMO

D'AGOSTINI TEBALDI, P. **Principais métodos empregados na gestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.** 2022. 67 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

A gestão adequada da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é um problema recorrente em todas as cidades do mundo. No Brasil, o RSU contém alto teor de matéria orgânica. É de conhecimento que a matéria orgânica se degrada nas células do aterro sanitário, ocasionando recalques e também a formação de efluente líquido. Assim, o objetivo desta pesquisa foi elaborar uma revisão bibliográfica acerca dos principais métodos existentes para tratamento e disposição do componente orgânico dos RSU. Foram analisados dados em diversos países e continentes, nos quais procurou-se uma abordagem prática e sintética dos sistemas existentes, confrontando aspectos positivos e negativos das diferentes soluções alternativas ao convencional aterramento como a compostagem e os tratamentos térmicos (incineração, gaseificação, pirólise e plasma). O conceito de biocarvão, produto do tratamento térmico, destacou-se como um caminho possível para o tratamento da matéria orgânica dentro da ótica sustentável da economia circular. Também foi abordado o protótipo da Biorefinaria, que se ampara no uso de fontes renováveis como resíduos biogênicos e biomassa para recuperação praticamente integral da matéria orgânica.

Palavras-chave: Resíduos orgânicos. Compostagem. Tratamento térmico. Biocarvão. Economia circular.

ABSTRACT

D'AGOSTINI TEBALDI, P. Main treatment methods applied in the management of organic waste – Literature review. 2022. 67 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

The management of organic waste is a concerning problem in every city. In Brazil, urban solid waste contains a high content of organic matter. It is also known that organic matter degrades inside landfill cells, causing settlements and also the formation of liquid effluent. This thesis made a literature review about the main treatment methods for the organic fraction in the mixed solid wastes. Data from different continents were analyzed and a practical approach was made, confronting positive and negative aspects of the different disposal practices, rather than conventional landfilling or illegal dump site. Alternatives such as composting and heat treatment (like incineration, gasification, pyrolysis and plasma). The concept of biochar, a product from heat treatment, stood out as a possible path for the treatment of organic matter within a more sustainable and economic perspective. Another concept, Biorefinery, which is based on renewable sources such as biogenic waste and biomass, was reviewed in this study.

Keywords: Organic Waste. Composting. Heat treatment. Biochar. Circular Economy.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Gravimetria dos RSU no Brasil. | 17 |
| Figura 2 – Esquema simplificado do processo de compostagem. | 27 |
| Figura 3 – Bio-refinaria integrada de resíduos orgânicos..... | 52 |
| Figura 4 - Processos de valorização de efluentes/resíduos orgânicos a partir do conceito de Bio-refinaria..... | 53 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Composição gravimétrica dos RSU conforme o nível de renda do país. | 19 |
| Tabela 2 – Dados sobre resíduos sólidos nos países em desenvolvimento. | 20 |
| Tabela 3 – Média de desperdício alimentar, per capita e por ano, conforme classe de rendimento dos países. | 21 |
| Tabela 4 - Taxa de recuperação e quantidade de composto produzido pelos países integrantes da União Europeia. | 22 |
| Tabela 5 – Sistemas de coleta e métodos de tratamento de resíduos orgânicos na União Europeia. | 23 |
| Tabela 6 – Comparativo entre as práticas de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos, conforme o nível de desenvolvimento econômica do país. | 24 |
| Tabela 7 – Técnicas para mitigação de gases de efeito estufa e obtenção de créditos de carbono no gerenciamento de resíduos sólidos. | 25 |
| Tabela 8 – Estimativa dos custos de coleta, transporte e tratamento de resíduos sólidos urbanos, conforme o método de disposição final e de acordo com o nível de renda econômica dos países. | 25 |
| Tabela 9 – Sistemas de digestão aeróbia com aeração passiva. | 29 |
| Tabela 10 - Comparativo entre as vantagens e desvantagens dos sistemas de digestão aeróbia. | 30 |
| Tabela 11 - Características relevantes entre as tecnologias de digestão anaeróbia. | 32 |
| Tabela 12 - Comparativo entre vantagens e desvantagens de cada sistema de digestão anaeróbia. | 32 |
| Tabela 13 - Potencial teórico de geração de energia anual da Nova Zelândia. | 34 |
| Tabela 14 - Potencial de geração de energia a partir de tecnologias de tratamento de RSU na Nova Zelândia. | 34 |
| Tabela 15 – Comparativo entre os custos estimados por toneladas de RSU, para implantação de tecnologias de tratamento térmico e geração de energia na Nova Zelândia. | 34 |
| Tabela 16 - Comparativo entre as tecnologias de tratamento e conversão energética, sem fatores de ponderação. | 35 |
| Tabela 17 - Comparativo entre as tecnologias, considerando aspectos econômicos e ambientais na ponderação. | 35 |
| Tabela 18 - Limites regulatórios para compostos produzidos a partir de RSU e Lodo de ETE, na cidade de Nova York. | 40 |
| Tabela 19 - Limites regulatórios para compostos produzidos a partir de RSU, lodo de ETE e galhos e podas na cidade de Massachussets. | 40 |
| Tabela 20 - Limites impostos pela CFIA no Canadá. | 41 |
| Tabela 21 - Diretrizes da CCME para definição de qualidade do composto. | 42 |
| Tabela 22 – Teores mínimos de nutrientes e outras garantias e exigências para fertilizantes orgânicos simples sólidos. | 44 |
| Tabela 23 - Teores mínimos de nutrientes e outras garantias e exigências para fertilizantes orgânicos, misto e orgânicos, composto sólidos. | 44 |
| Tabela 24 – Teores mínimos de macronutrientes primários, secundários e micronutrientes garantidos ou declarados do fertilizante. | 44 |

| | |
|---|----|
| Tabela 25 – Anexo I da IN 27 - Limites máximos de elementos potencialmente tóxicos admitidos em fertilizantes minerais que contenham o nutriente fósforo, micronutrientes ou com fósforo e micronutrientes em mistura com os demais nutrientes. | 45 |
| Tabela 26 – Limites máximos de elementos potencialmente tóxicos admitidos para os fertilizantes minerais com nitrogênio, potássio, macronutrientes secundários, para os com até 5% de P ₂ O ₅ e para os demais não especificados no Anexo I da IN 27..... | 45 |
| Tabela 27 - Limites máximos de elementos potencialmente tóxicos admitidos em corretivos de acidez, de alcalinidade, de sodicidade e para silicato de cálcio, silicato de magnésio, carbonato de cálcio e magnésio e escória silicatada..... | 45 |
| Tabela 28 - Limites máximos de contaminantes admitidos em substrato para plantas de origem natural, fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo..... | 46 |
| Tabela 29 - Classificação da Califórnia para aplicação de compostos..... | 47 |
| Tabela 30 - Valores orientadores de qualidade para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo. | 49 |

LISTA DE SIGLAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

CAPEX – Capital expenditure - Custos de implantação

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment – Conselho de Ministros do Meio Ambiente do Canadá

CCR – California Code Regulation – Código de regulamento da Califórnia

CDR – Combustível Derivado de Resíduos

CML – Centrum voor Milieukunde – Método para avaliação de impactos ambientais

CFIA – Canadian Food Inspection Agency – Agência de Vigilância Sanitária de Alimentos do Canadá

CTC – Capacidade de troca catiônica

DEFRA - Department for environment, food and rural affairs – Departamento de meio ambiente, alimentação e assuntos rurais

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes ou Esgoto

GEE – Gases de efeito estufa

LFG – Landfill gas ou Gás de Aterro

NPK – Nitrogênio, fósforo e potássio

NBR – Norma Brasileira

OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development – Organização para co-operação e desenvolvimento econômico

ONU – Organização das Nações Unidas

OPEX – Operational Expenditure – Custos Operacionais

PAS – Public Available Specification - Documento para consulta pública

PCB – Bifenil policlorado

POP – Poluentes orgânicos persistentes

PPM – Parte por milhão

PRAD – Plano de Recuperação de Áreas Degradadas

RSU – Resíduo Sólido Urbano

RSS – Resíduos de Serviços de Saúde

RCD – Resíduos de Construção e Demolição

RCC – Resíduos da Construção Civil

USP – Universidade de São Paulo

VOCs – Compostos Orgânicos Voláteis

3R – Reduzir, reutilizar, reciclar

SUMÁRIO

| | | |
|-------|--|----|
| 1. | INTRODUÇÃO..... | 11 |
| 2. | OBJETIVOS..... | 13 |
| 3. | JUSTIFICATIVA..... | 14 |
| 4. | MATERIAIS E MÉTODOS..... | 16 |
| 5. | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 17 |
| 5.1 | Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)..... | 17 |
| 5.1.1 | Fração Orgânica dos RSU | 18 |
| 5.2 | Processos de tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos | 21 |
| 5.2.1 | Compostagem Convencional..... | 25 |
| 5.2.2 | Tratamento térmico, conversão energética e subprodutos..... | 32 |
| 5.2.3 | Biocarvão..... | 36 |
| 5.2.4 | Usos e requisitos para reutilização da fração orgânica..... | 38 |
| 5.2.5 | Bio-refinaria de Resíduos Orgânicos..... | 51 |
| 5.3 | A valorização das frações orgânicas (biomassa) no contexto da economia circular..... | 55 |
| 6. | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 58 |
| 7. | RECOMENDAÇÕES..... | 61 |
| 8. | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 62 |

1. INTRODUÇÃO

A gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma situação enfrentada globalmente. Apesar de ser um problema comum, as diversas peculiaridades econômicas, culturais e climáticas de cada nação trazem complexidade ao tema. Conforme Leal Filho et al. (2016), a quantidade de RSU gerada mundialmente é estimada entre 1,3 e 1,9 bilhões de toneladas por ano. Hoornweg e Bhada-Tata (2012) e Leal Filho et al. (2016), projetaram aumento na quantidade de RSU de aproximadamente 2,2 bilhões de toneladas por ano até 2025.

Segundo Hoornweg et al. (2012), a geração de RSU varia, de um modo geral, em função do nível de desenvolvimento do país, respeitando-se algumas variações regionais. Ainda, segundo estes autores, a geração de resíduos sólidos na África Subsaariana é de aproximadamente 62 milhões de toneladas por ano. Na Ásia Oriental e na região do pacífico, essa taxa, é de aproximadamente 270 milhões de toneladas por ano, sendo cerca de 70% desta geração pertencente a China. Na América Latina e Caribe a geração é de, aproximadamente, 160 milhões de toneladas. Já os países mais desenvolvidos economicamente, membros da OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development), correspondem a quase metade da geração mundial, totalizando 572 milhões de toneladas de RSU por ano.

Para agravar a problemática, nos países em desenvolvimento, conforme Leal Filho et al. (2016), *apud* Jica-Ri (2003) o crescimento da produção de resíduos ocorre em um ritmo muito mais rápido do que o vivenciado pelos atuais países industrializados. No Brasil, segundo a Abrelpe (2020), 59,5% dos resíduos gerados vão para Aterros Sanitários, 23% vão para Aterros Controlados e 17,5% ainda são destinados a lixões irregulares (transformando a paisagem natural em uma área contaminada).

Com relação à composição dos resíduos sólidos urbanos, no caso do Brasil, conforme dados estatísticos da ABRELPE (2020, p. 40):

Nota-se que a fração orgânica ainda permanece como a principal componente dos RSU, com 45,3%. Já os resíduos recicláveis secos somam 35%, sendo compostos principalmente pelos plásticos (16,8%), papel e papelão (10,4%), além dos vidros (2,7%), metais (2,3%), e embalagens multicamadas (1,4%). Os rejeitos, por sua vez, correspondem a 14,1% do total e contemplam, principalmente, os materiais sanitários. Quanto às demais frações, temos os resíduos têxteis, couros e borrachas, com 5,6%, e outros resíduos, também com 1,4%, os quais contemplam diversos materiais teoricamente objetos de logística reversa.

Vários são os métodos e alternativas para o tratamento de resíduos, e a reciclagem/valorização da fração seca é uma unanimidade em todo mundo. Porém, o que fazer

com os materiais orgânicos, que pode ser decomposto e não são passíveis de serem reciclados para retornar à indústria na forma da matéria-prima?

Dentre as alternativas amplamente utilizadas para tratamento da matéria orgânica, temos, conforme Thanh e Matsui (2012): descarte a céu aberto (open dumping landfill), aterro sanitário semi-aeróbico sem reaproveitamento energético de biogás (sanitary semi-aerobic landfill without LFG recovery), aterro sanitário com reaproveitamento energético de biogás (sanitary semi-aerobic landfill with LFG recovery), plantas de compostagem com decomposição anaeróbia (composting plant) e método da incineração (incineration plant), mais voltado para resíduos com alto poder calorífico.

A compostagem constitui não somente uma estratégia viável para o correto gerenciamento da porção orgânica dos RSU, como também permite obter um produto com alto valor na agricultura (usado como fertilizante), devido à presença de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) (SAMANIEGO et al., 2017). Além disso, conforme os autores, pode-se supor uma redução de 23% no custo do substrato, com a aplicação de compostos.

Segundo a ABRELPE (2020), os processos como digestão anaeróbica, tratamento mecânico biológico com recuperação da fração orgânica, e a própria compostagem, evitam emissões em uma proporção de 2,3 kg CH₄/ton a partir da digestão anaeróbica e 3 kg CH₄/ton por meio da compostagem.

Existem ainda outras aplicações da fração orgânica dos RSU como a transformação ou incorporação deste como biocarvão (biochar). De acordo com Kaudal e Weatherley (2018), a co-compostagem do biocarvão urbano com resíduos de comida promove eficiência ao reduzir tempo, aumentar o conteúdo de nitrogênio (N), capacidade de troca catiônica (CTC) e ainda aumentar a germinação das sementes.

Os estudos realizados por Cárdenas-Aguiar et al. (2017), também demonstraram aplicações do biocarvão e compostos orgânicos na recuperação de áreas degradadas. Não obstante, estes autores acreditam que a utilização conjunta de biocarvões e compostos orgânicos melhoram a capacidade de depuração de contaminantes contidos nos solos.

Neste contexto, o presente trabalho visa analisar destinações alternativas para a fração orgânica dos RSU, dentro da ótica da economia circular e abordando, ainda, soluções como o biocarvão, aplicações de compostos orgânicos na agricultura, valorização energética, recuperação de áreas degradadas por substâncias nocivas ou ainda processos erosivos.

2. OBJETIVOS

O objetivo principal desta pesquisa foi à realização de uma revisão tradicional dos diversos subprodutos e aplicações possíveis para a gestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU), dentro da ótica da economia circular.

Além disso, planeja-se que as informações aqui contidas possam servir de amparo para autoridades locais, gestores públicos e privados, através da conscientização sobre as diversas opções de processos de tratamento existentes para a gestão da fração orgânica dos RSU.

3. JUSTIFICATIVA

Conforme dados estatísticos levantados pela ABRELPE (2020), um cidadão brasileiro descarta, em média, 170 kg de resíduos orgânicos por ano. A fração orgânica dos resíduos representa, praticamente, metade do total de resíduos sólidos urbanos gerado. Além disso, a ABRELPE projetou uma curva crescente na geração de resíduos, para os próximos 30 anos. A situação esperada é que até o ano de 2050 o Brasil terá um aumento de quase 50% no montante de RSU, quando comparado ao ano base de 2019.

Não obstante, dentro do método de disposição final mais utilizado hoje no Brasil (Aterros Sanitários), sabe-se que as áreas propícias tecnicamente para implantação destas unidades são cada vez mais escassas. Também, é de conhecimento que a matéria orgânica se degrada nas células do aterro sanitário, ocasionando recalques e também a formação de efluente líquido.

Ainda, de acordo com a lei nº 12.305/2010, a qual instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos no Brasil, em seu Artigo nº 36, incisos V e VI:

Art. 36. - No âmbito da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, cabe ao titular dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, observado, se houver, o plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos:

V - implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido;

VI - dar disposição final ambientalmente adequada aos resíduos e rejeitos oriundos dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos.

O estudo do potencial de valorização da fração orgânica dos RSU se justifica pela capacidade desta de criar um efeito cascata sob o viés da economia circular. Existe uma grande oportunidade de geração na cadeia através da extração de nutrientes biológicos, bioquímicos e matérias-primas de base e energia. A publicação de ELLEN MACARTHUR FOUNDATION (2013) indica que a valorização total significa extrair o máximo dos resíduos de biomassa antes destes serem utilizados para fins energéticos ou de restauração do solo. Na sua forma mais sofisticada, a valorização ocorre na chamada bio-refinaria, onde – com a ajuda de enzimas e bactérias – a biomassa é transformada numa gama completa de fibras, açúcares, proteínas, que, por sua vez, irão se transformar, mais tarde, em plásticos, medicamentos e combustíveis.

Diante disso, essa pesquisa se justifica no sentido de analisar tecnicamente diversas opções alternativas de disposição final da fração orgânica dos RSU, como a aplicação em áreas contaminadas/técnicas de remediação, agricultura, valorização energética e, ainda, sob a ótica da economia circular e sustentável nas diversas cidades.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa foi realizada de forma teórica, com a proposta de um levantamento bibliográfico. Consistiu em uma revisão da literatura a respeito dos principais estudos sobre a fração orgânica dos RSU, envolvendo a gestão deste material e o emprego do mesmo, dentro do conceito de economia circular.

A referente pesquisa seguiu todo o percurso desde a escolha do tema, desenvolvimento e considerações finais. Para tanto, foram utilizados artigos, teses, manuais e normas nacionais e internacionais.

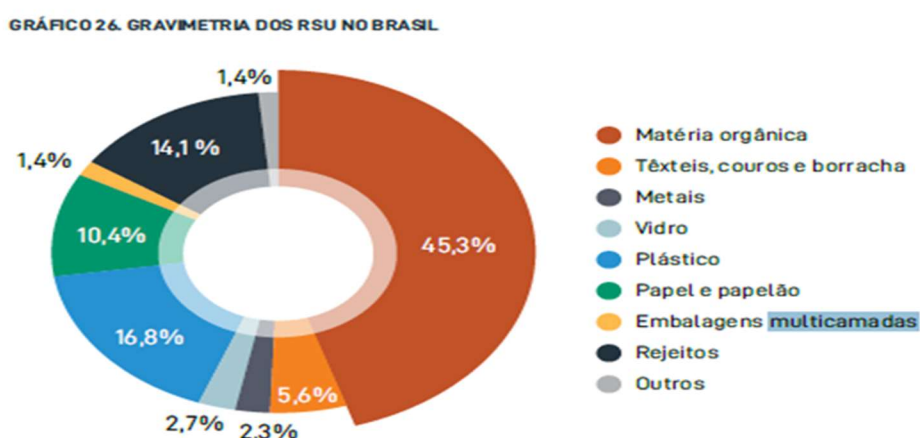
A busca foi feita em bases de dados científicos idôneos (Science of Direct; Web of Science; Scopus; Dedalus).

5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Os RSU são aqueles resíduos provenientes da atividade doméstica e comercial das cidades. De acordo com a NBR 10.004 da ABNT trata-se de matéria orgânica, papel, papelão, plásticos, vidro, metais, dentre outros. A Figura 1 exibe a composição gravimétrica dos RSU no Brasil, segundo Abrelpe (2020).

Figura 1 - Gravimetria dos RSU no Brasil.



Fonte: ABRELPE (2020).

De acordo com Abrelpe (2020), a matéria orgânica é definida como sobras e perdas de alimentos, galhos, podas e madeiras. Têxteis, couros e borrachas incluem retalhos no geral, peças de roupas, calçados, mochila, tênis, pedaços de couro e borracha. Embalagens multicamadas consistem em embalagens compostas por mais de um tipo de material. Rejeitos são os resíduos sanitários, outros materiais que não foram passíveis de identificação, bem como recicláveis contaminados que não permitiram a separação. Outros, por sua vez, contempla os resíduos identificados nos levantamentos e que não deveriam estar no fluxo de RSU, como Resíduos de Serviços da Saúde (RSS), eletroeletrônicos, pilhas e baterias, resíduos perigosos, Resíduos de Construção e Demolição (RCD), resíduos orgânicos industriais (como lodos), pneus, óleos, graxas, embalagens de agrotóxico e outros resíduos perigosos.

Conforme Hoornweg e Bhada-Tata (2012), a taxa de geração de RSU irá mais do que dobrar nos próximos 20 anos nos países de renda mais baixa. Além disso, os autores estimaram na época que o custo da gestão de resíduos global iria saltar de 205,40 bilhões de dólares anuais, para cerca de 375,50 bilhões de dólares em 2025.

De acordo com a publicação do Banco Mundial (2012), o RSU é o principal subproduto do estilo de vida urbano e cresce mais do que a própria taxa de urbanização das cidades. Em 2002 haviam 2,9 bilhões de residentes urbanos, gerando 0,64 quilogramas per capita. Em 2012, estimava-se 3 bilhões de pessoas gerando 1,2 quilogramas por pessoa ao dia. Já em meados de 2025, a publicação estima que teremos uma população de 4,3 bilhões de residentes urbanos, os quais gerarão em torno de 1,42 quilogramas por pessoa ao dia.

Caso não ocorra uma boa gestão dos serviços de limpeza urbana, mais especificamente à coleta de resíduos, podem ocorrer situações de agravamento nas cidades como enchentes, poluição do ar, impactos respiratórios na saúde humana, diarreia, dengue e outras doenças transmitidas por vetores.

5.1.1 Fração Orgânica dos RSU

Tipicamente, a fração orgânica compõe resíduos alimentares, folhas/galhos e resíduos de jardim. Os resíduos alimentares tem alto teor de umidade, podendo gerar efluentes líquidos e odores durante o tratamento. Materiais como papel (toalha, guardanapos, papelões e jornais) sujos ou com alto teor de umidade são frequentemente incluídos na coleta orgânica pois são facilmente degradáveis e, também, cooperam atuando como absorventes para outros líquidos durante o processamento.

Já a outra parcela da fração orgânica (galhos e podas) são oriundos, frequentemente, de limpezas de jardins residenciais e canteiros municipais. Consistem em aparas de grama, palha, folhas, ervas daninhas, arbustos e pequenas podas de árvores, fezes de animais estimação, pedras, embalagens de fertilizantes, pincéis troncos e tocos de árvores.

5.1.1.1 Composição

Com relação à composição dos RSU, no caso do Brasil, conforme dados estatísticos da ABRELPE (2020):

“Nota-se que a fração orgânica ainda permanece como a principal componente dos RSU, com 45,3%. Já os resíduos recicláveis secos somam 35%, sendo compostos principalmente pelos plásticos (16,8%), papel e papelão (10,4%), além dos vidros (2,7%), metais (2,3%), e embalagens multicamadas (1,4%). Os rejeitos, por sua vez, correspondem a 14,1% do total e contemplam, principalmente, os materiais sanitários. Quanto às demais frações, tem-se os resíduos têxteis, couros e borrachas, com 5,6%, e outros resíduos, também com 1,4%, os quais contemplam diversos materiais teoricamente objetos de logística reversa.”

Já no caso de países mais desenvolvidos, as composições diferem um pouco e o percentual de matéria orgânica é menor, segundo a Tabela 1, extraída de HOORNWEG, et al. (2012).

Tabela 1 - Composição gravimétrica dos RSU conforme o nível de renda do país.

| Nível de Renda | Orgânico % | Papel % | Plástico % | Vidro % | Metal % | Outros % |
|----------------|------------|---------|------------|---------|---------|----------|
| Baixa | 64 | 5 | 8 | 3 | 3 | 17 |
| Baixa à média | 59 | 9 | 12 | 3 | 2 | 15 |
| Média alta | 54 | 14 | 11 | 5 | 3 | 13 |
| Alta | 28 | 31 | 11 | 7 | 6 | 17 |

Fonte: Adaptado de HOORNWEG et al. (2012).

Em outros países, por exemplo, no Canadá, de acordo com o publicado pelo GOVERNMENT OF CANADA (2013) a composição dos resíduos sólidos urbanos é diversa e contém uma variedade de materiais orgânicos e inorgânicos. Com relação ao resíduo orgânico, uma residência canadense gera, em média, entre 150 a 200 quilogramas (kg) por pessoa, anualmente. Além desta geração domiciliar, a fração orgânica dos resíduos urbanos também é produzida em largas quantidades pelo setor comercial como companhias de distribuição de alimentos, restaurantes, lanchonetes, centros de eventos e supermercados.

Os autores Guerrero, Maas e Hogland (2012) com a finalidade de contextualizar os desafios na gestão dos resíduos sólidos urbanos nos países em desenvolvimento, elaboraram a Tabela 2.

Tabela 2 – Dados sobre resíduos sólidos nos países em desenvolvimento.

| 1 - Domiciliar; 2 – Escritórios e centros de ensino; 3 - RCC; 4 – RSS; 5 – Agricultura; 6 – Industrial; 7 – Comercial; * - Ausência de unidade de tratamento | | | | | | |
|--|---------------|--------------------------|------------------|----------------------------|--|--|
| Continente | País | Arrecadação Bruta (US\$) | Ano de estudo | Cidade | Tipo de resíduo que chega na unidade de tratamento | Geração diária per capita (kg/hab/dia) |
| África | Etiópia | 344 | 2009 | Addis, Adaba | 1,2,4,6,7 | 0,32 |
| | Quênia | 738 | 2009 | Nakuru | 1,2,3,4,5,6,7 | 0,50 |
| | Malawi | 326 | 2009 | Lilongwe | 1 | 0,50 |
| | África do Sul | 5786 | 2009 | Pretoria | 1,2,3,4,7 | 0,65 |
| | África do Sul | 5786 | 2009 | Langeberg | 1,3,4,5,6,7 | 0,65 |
| | África do Sul | 5786 | 2009 | Emfuleni | 1,3,6 | 0,60 |
| | Tanzânia | 509 | 2010 | Dar es Salam | 1,2,4,5,6,7 | 0,50 |
| | Zâmbia | 985 | 2010 | Lusaka | 1,2,3,4,6,7 | 0,37 |
| Ásia | Bangladesh | 551 | 2007, 2008, 2009 | Gazipur | 1,4 | 0,25 |
| | Bhutan | 1805 | 2010 | Thimphu | 1,2,3,7 | 0,54 |
| | China | 3744 | 2010 | Beijing | 1,3,4,7 | 0,80 |
| | Índia | 9232 | 2010 | Doddaballapur | 1,2,3,6,7 | 0,28 |
| | Indonésia | 2349 | 2009, 2010 | Banda Aceh | 1,4 | 0,90 |
| | Indonésia | 2349 | 2009, 2010 | Ambon | 1,4 | 0,90 |
| | Indonésia | 2349 | 2010 | Jogjakarta | 1,2,5,7 | 0,90 |
| | Nepal | 364 | 2007 | Kathmandu | 1,2,6,7 | 0,35 |
| | Paquistão | 495 | 1995 | Lahore | 1,2,6,7 | 0,84 |
| | Filipinas | 1995 | 2009 | Quezon City | 1,2,3,4,7 | 0,67 |
| | Sri Lanka | 2068 | 2010 | Balangoda | 1,2,3,4,6,7 | 0,83 |
| | Sri Lanka | 2068 | 2010 | Hambantota | 1,2,3,4,7 | 0,81 |
| | Tailândia | 4043 | 2009,2010 | Bangkok | 1,2,3,4,6,7 | 1,10 |
| | Turquia | 8215 | 2010 | Kutahya | 1,2,4,6,7 | 0,60 |
| | Turquia | 8215 | 2010 | Bitlis | 1,2,3,4,5,6,7 | 0,90 |
| América Central e América do Sul | Costa Rica | 4084 | 1985,1995 | Cartago | 1,2,3,4,5,7 | 0,7-0,8 |
| | Costa Rica | 6386 | 2011 | San José | 1,2,3,4,6,7 | 1,10 |
| | Costa Rica | 3370 | 1991 | Talamanca | 1,7 | 0,30 |
| | Costa Rica | 4084 | 1992,1995 | Tarcoles | 1,7 | 0,30-0,50 |
| | Costa Rica | 5529 | 2001 | Tuis | 1,7 | 0,30 |
| | Equador | 1771 | 1995 | Pillaro | 1,7 | 0,50 |
| | Equador | 1771 | 1995 | El Carmen de los Colorados | 1,7 | 0,50 |
| | Nicarágua | 1069 | 2008,2009,2010 | Managua | 1,2,3,4,5,6,7 | 0,48 |
| | Nicarágua | 1069 | 2009,2010 | Masaya | 1,2,4,7 | 0,40 |
| | Peru | 4447 | 2008,2009,2010 | Cañete | 1,2,3,4,5,6,7 | 0,47 |
| | Suriname | 5888 | 2008,2009 | Paramaribo | 1,7 | 0,47 |
| | Suriname | 5888 | 2008 | Asidonthopo | * | 0,28 |

Fonte: Adaptado de Guerrero, Maas e Hogland (2012).

RSS: Resíduos de Serviços de Saúde.

RCC: Resíduos da Construção Civil.

A publicação da Organização das Nações Unidas (2021) acerca do desperdício alimentar estima que o desperdício alimentar das residências familiares, dos estabelecimentos de retalho e da indústria de serviços alimentares totaliza 931 milhões de toneladas por ano. Cerca de 570 milhões de toneladas deste desperdício ocorre ao nível das residências familiares. O relatório apontou, também, que os níveis de desperdício alimentar das famílias são semelhantes para os países de alto e médio-alto rendimento. Estes dados refletem a geração da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e encontram-se adaptados na tabela 3.

Tabela 3 – Média de desperdício alimentar, per capita e por ano, conforme classe de rendimento dos países.

| Grupo de Rendimento | Média de desperdício alimentar (kg/capita/ano) | | |
|---------------------|--|----------------------|---------|
| | Residências familiares | Serviços alimentares | Retalho |
| Alto | 79 | 26 | 13 |
| Médio-alto | 76 | Dados insuficientes | |
| Médio-baixo | 91 | Dados insuficientes | |
| Baixo | | Dados insuficientes | |

Fonte: Adaptado de Organização das Nações Unidas (2021).

5.2 Processos de tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos

A matéria orgânica descartada nas cidades tem, na prática mundial, diversos destinos: alimentação animal, aplicação no solo, refugo/descarte na natureza ou corpo hídrico, vai para a rede de esgoto, aterro sanitário, compostagem, combustão controlado (tratamento térmico), entre outros.

Na publicação de GOVERNMENT OF CANADA (2013) a matéria orgânica é um componente essencial do solo e desempenha um papel fundamental no tocante à conservação do solo, produção da safra e manutenção da fertilidade. Reciclar a matéria orgânica no solo é parte do ciclo de carbono, uma questão ambiental emergente e importante. Inúmeras técnicas se encontram disponíveis para transformar o resíduo orgânico em produtos valiosos que podem ser benéficos em usos como: agricultura, horticultura, paisagismo, recuperação de áreas degradadas, controle de erosões, entre outros. Tecnologias proporcionam novas oportunidades de obter energia dos resíduos orgânicos. Esta energia pode, ainda, contribuir para a redução de emissões de gases “greenhouse gases”, conhecidos como gases de efeito estufa, atuando como substituto aos combustíveis fósseis.

Dentre as alternativas amplamente utilizadas para tratamento da matéria orgânica, tem-se, conforme THANH e MATSUI (2012), o descarte a céu aberto (open dumping landfill), aterro sanitário semi-aeróbico sem reaproveitamento energético de biogás (sanitary semi-aerobic landfill without LFG recovery), aterro sanitário com reaproveitamento energético de biogás (sanitary semi-aerobic landfill with LFG recovery), plantas de compostagem com decomposição anaeróbia (composting plant) e ainda existem os métodos de incineração (incineration plant) voltados para resíduos com alto poder calorífico.

A Agência Ambiental Britânica (2002) elaborou estudos com relação a coleta e tratamento dos resíduos orgânicos, no contexto da União Europeia. Os resultados encontram-se compilados nas tabelas 4 e 5.

Tabela 4 - Taxa de recuperação e quantidade de composto produzido pelos países integrantes da União Europeia.

| País da União Europeia | Resíduo orgânico coletado (milhões de ton/ano) | Resíduo orgânico tratado (milhões de ton/ano) | Taxa de recuperação (%) | Composto produzido (milhões de ton/ano) |
|-------------------------------|---|--|--------------------------------|--|
| Alemanha | 9.000 | 4.000 | 45 | 2.000 |
| Holanda | 2.000 | 1.800 | 90 | 650 |
| Áustria | 2.200 | 1.100 | 50 | 500 |
| Dinamarca | 900 | 500 | 55 | 250 |
| Bélgica | 1.670 | 320 | 19 | 160 |
| Reino Unido | 9.240 | 317 | 3 | 159 |
| França | 14.500 | 400 | 3 | 150 |
| Itália | 9.000 | 200 | 2 | 100 |
| Suécia | 1.500 | 250 | 16 | 100 |
| Finlândia | 700 | 70 | 10 | 30 |
| Luxemburgo | 50 | 7 | 14 | 3 |
| Grécia | 1.650 | 0 | 0 | 0 |
| Irlanda | 350 | 0 | 0 | 0 |
| Portugal | 1.200 | 0 | 0 | 0 |
| Espanha | 6.600 | 0 | 0 | 0 |
| Total | 65.560 | 8.964 | 15 | 4.102 |

Fonte. Adaptado de Agência Nacional Britânica (2002).

Tabela 5 – Sistemas de coleta e métodos de tratamento de resíduos orgânicos na União Europeia.

| País da UE | Sistema de coleta | Método de tratamento para a fração orgânica |
|-------------|---|---|
| Áustria | Coleta individualizada para a fração orgânica e compostagem residencial | Digestão anaeróbia e compostagem |
| Bélgica | Coleta individualizada para a fração orgânica e compostagem residencial | Digestão anaeróbia e compostagem |
| Dinamarca | Coleta individualizada para a fração orgânica e compostagem residencial | Digestão anaeróbia e compostagem |
| Finlândia | Coleta individualizada para a fração orgânica e compostagem residencial | Digestão anaeróbia e compostagem |
| França | Coleta individualizada para a fração orgânica | Compostagem |
| Alemanha | Coleta individualizada para a fração orgânica e compostagem residencial | Digestão anaeróbia e compostagem |
| Grécia | Sistema integrado (coleta mista) | Nenhum |
| Irlanda | Sistema integrado (coleta mista) | Nenhum |
| Itália | Coleta individualizada para a fração orgânica | Compostagem |
| Luxemburgo | Coleta individualizada para a fração orgânica e compostagem residencial | Compostagem |
| Holanda | Coleta individualizada para a fração orgânica | Digestão anaeróbia e compostagem |
| Portugal | Sistema integrado (coleta mista) | Nenhum |
| Espanha | Sistema integrado (coleta mista) | Nenhum |
| Suécia | Coleta individualizada para a fração orgânica e compostagem residencial | Compostagem |
| Reino Unido | Coleta individualizada para a fração orgânica e compostagem residencial | Compostagem |

Fonte. Adaptado de Agência Nacional Britânica (2002).

Por outro lado, a publicação do Banco Mundial (2012) traz um comparativo das práticas na Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos, de acordo com o nível de desenvolvimento econômico do país. A tabela 6 traz um resumo da abordagem.

Tabela 6 – Comparativo entre as práticas de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos, conforme o nível de desenvolvimento econômica do país.

| Atividade | Baixa Renda | Renda média | Alta renda |
|------------------|---|---|--|
| Redução na fonte | Não existem programas específicos. | Raramente existem programas dedicados. | Programas dedicados focados nas metas de redução. |
| Coleta | Esporádica e ineficiente, limitada às áreas de maior turismo. | Regular com taxas entre 50 à 80% de eficiência. | Taxas de coleta superiores a 90%. |
| Reciclagem | Ocorre de maneira manual informal, sem regulação, com flutuação nos preços e muitos atravessadores; também ocorre o processamento de resíduos perigosos e eletrônicos. | Ocorre de maneira formal e informal, podendo ser altamente tecnológica ou manual. As taxas de reciclagem são relativamente altas, remetida à exportação. | O mercado é formal e regulado, com alta tecnologia e contratos de longo prazo de fornecimento. Ainda existem, em pequena escala, coleta informal de alumínio. |
| Compostagem | Raramente ocorre de maneira padronizada. | Plantas grandes de compostagem falharam devido as contaminações e custos operacionais altos. Apesar de ter alto teor de matéria orgânica, os RSU destes países tendem a ser muito misturados, dificultando a posterior segregação. Tendem a prevalecer projetos em pequena escala, a nível comunitário. | Se tornando mais popular a nível domiciliar e também em grandes plantas de tratamento. Apesar do baixo de teor de matéria orgânica, o processo performa mais facilmente devido à melhor segregação prévia dos resíduos sólidos urbanos, por parte da população, dos programas de estímulo e coleta diferenciada. |
| Incineração | Não é comum a implementação devido ao alto custo de capital, técnico e operacional. Além disso os RSU tem alto teor de umidade e grande quantidade de materiais inertes misturados. | Existem várias plantas de incineração, mas a maioria enfrenta problemas financeiros e técnicos. Os sistemas de controle de emissões geralmente já estão ultrapassados, sem monitoramento contínuo. | O sistema de incineração prevalece em cidades onde o custo de aquisição de terra/imóveis é alto. Os sistemas de controle de emissões são avançados e também ocorre uma maior taxa de recuperação da energia gerada. |
| Aterramento | Geralmente o descarte é realizado em céu aberto, sem recursos de engenharia para proteção da água e do solo. | Prevalecem aterros controlados e sanitários, com alguns controles ambientais. Também ocorre o descarte à céu aberto. | Existem aterros sanitários com multicamadas de proteção, sistema de detecção de vazamentos, sistemas de coleta e tratamento de gás e efluentes líquidos. A liberação ambiental para implantação de novas unidades é muito difícil. |
| Custos | Os custos da operação de coleta e transporte representam até 90% do custo total dos serviços. Apenas uma pequena parcela dos resíduos sólidos urbanos coletados é tratada corretamente. | Os custos da coleta e transporte representam 50 a 80% do total. Alguns municípios/estados realizam a cobrança da taxa, podendo vir junto ao custo de energia e água. Os custos de coleta, transporte e tratamento são relativamente maiores que em relação aos países de baixa renda. | Os custos de coleta e transporte chegam a representar menos de 10% do custo total do serviço de gerenciamento de resíduos. A grande parcela do custo se encontra no sistema de tratamento. Existe maior engajamento da população, requerendo tratamento adequado e serviços como reciclagem e compostagem. |

Fonte. Adaptado de Banco Mundial (2012).

A mesma publicação do Banco Mundial (2012) traz, também, técnicas possíveis para diminuir a emissão de gases de efeito estufa, no âmbito da aplicação dos diferentes métodos de tratamento ou mitigação de resíduos. A tabela 7 traz um resumo dessas alternativas.

Tabela 7 – Técnicas para mitigação de gases de efeito estufa e obtenção de créditos de carbono no gerenciamento de resíduos sólidos.

| Método (tecnologia) de gerenciamento | Técnicas para mitigação de gases de efeito estufa |
|--------------------------------------|--|
| Redução na geração | Projetar objetos com maior durabilidade, reutilizáveis, menos obsoletos; reduzir o consumo. |
| Coleta de resíduos | Utilizar combustíveis alternativos como biogás, gás natural ou biocombustíveis. |
| Reciclagem/Recuperação | Implementar plantas de separação e reciclagem, com auxílio de catadores e processos mecânicos. |
| Compostagem/Digestão Anaeróbia | Instituir programas específicos para coleta da fração orgânica e produzir compostos orgânicos para aplicação no solo. |
| Incineração/CDR Aterro Sanitário | Utilizar a fração seca como um combustível, produzindo energia e CDR. Capturar o metano gerado nas células para produzir energia renovável. |

Fonte. Adaptado de Banco Mundial (2012).

Por fim o Banco Mundial (2012), na tabela 8, traz dados acerca da arrecadação, geração e eficiência de coleta, bem como estima os custos relacionados aos serviços de gestão de resíduos, de acordo com diferentes métodos e níveis de renda dos países.

Tabela 8 – Estimativa dos custos de coleta, transporte e tratamento de resíduos sólidos urbanos, conforme o método de disposição final e de acordo com o nível de renda econômica dos países.

| | Baixa renda | Baixa a média | Média a alta | Alta renda |
|--|-------------|---------------|----------------|------------|
| Arrecadação (GNI/hab) | < \$876 | \$876 – 3.465 | \$3.466-10.725 | >\$10.725 |
| Geração anual por habitante (ton/hab/ano) | 0,22 | 0,29 | 0,42 | 0,78 |
| Eficiência de coleta (%) | 43 | 68 | 85 | 98 |
| Custos dos serviços de coleta, transporte e tratamento (US\$/ton) | | | | |
| Coleta e Transporte | 20-50 | 30-75 | 40-90 | 85-250 |
| Aterro Sanitário | 10-30 | 15-40 | 25-65 | 40-100 |
| Lixão a céu aberto | 2-8 | 3-10 | NA | NA |
| Compostagem | 5-30 | 10-40 | 20-75 | 35-90 |
| Incineração com conversão em energia | NA | 40-100 | 60-150 | 70-200 |
| Digestão Anaeróbia | NA | 20-80 | 50-100 | 65-150 |

Fonte. Adaptado de Banco Mundial (2012).

NA: Não Analisado

5.2.1 Compostagem Convencional

A compostagem, conforme Kreith e Tchobanoglous (2012) é uma etapa estratégica que pode ser aplicada a porção orgânica dos RSU, dentro de um processo de gestão integrada ou, ainda, aplicada separadamente dentro de uma coleta seletiva de orgânicos como folhas, resíduos de jardim e comida. Ainda, o processo de compostagem pode resultar em uma redução de 50%, em relação ao volume inicial, através da liberação de gás carbônico e água. Para o caso dos RSU, Golueke et al. (1955 *apud* Kreith e Tchobanoglous, 2012) definem que a

compostagem é a decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos RSU, através de controles para atingir um estado suficientemente estável, permitindo o armazenamento, manuseio e aplicações seguras no solo.

5.2.1.1 Processos de compostagem

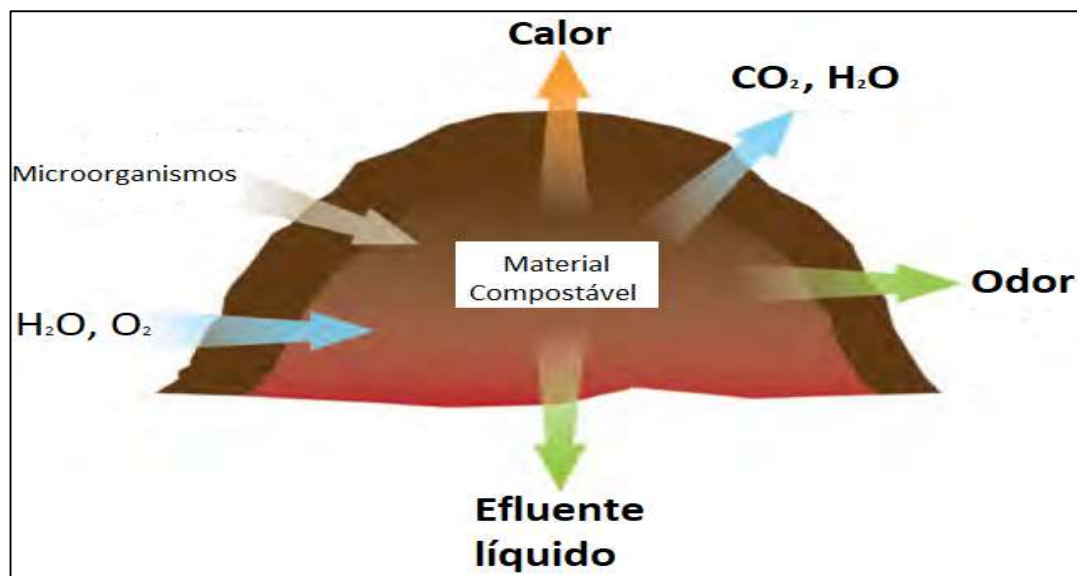
Os autores Kreith e Tchobanoglous (2012), amparados na literatura científica, trazem a distinção de compostagem aeróbia versus anaeróbia, sendo que o primeiro se difundiu mais ao longo dos anos.

Segundo publicação do governo britânico DEFRA (2010), existem várias formas de compostagem dos resíduos orgânicos. Os métodos variam desde os mais simples operados a céu-aberto, até os mais sofisticados sistemas de biodigestão “in-vessel”. Ainda, segundo esse texto, os 2 principais sistemas a céu-aberto são a compostagem em leiras (“windrow composting”) e a compostagem aeróbia em pilha estática (“aerated static pile composting”).

5.2.1.1.1 Compostagem aeróbia

Dada as particularidades regionais e sazonais no mundo, existem alguns princípios que norteiam o processo da compostagem aeróbia. Conforme publicado pelo GOVERNMENT OF CANADA (2013) o processo biológico envolve a sucessão de diferentes microorganismos desenvolvendo processos que decompõe, na presença de oxigênio, a carga orgânica, convertendo-a em produtos biologicamente estáveis, sem efeitos fitotóxicos que prejudicam as plantas quando da aplicação do composto como suplementação nutritiva de solos. Ainda, o informe diz que a compostagem difere abruptamente do processo de decomposição natural que ocorre quando o resíduo orgânico é simplesmente disposto na natureza. A razão é que o processo técnico é monitorado e controlado, mantendo sempre as condições aeróbias e também o composto é submetido a altas temperaturas, eliminando patógenos e ervas daninhas. Basicamente esse processo é exemplificado pela Figura 2, extraída de GOVERNMENT OF CANADA (2013).

Figura 2 – Esquema simplificado do processo de compostagem.



Fonte: Governo do Canadá (2013).

Conforme Figura 2, o processo de compostagem conta com fluxos de entrada de moléculas de água (H_2O), Oxigênio (O_2) e microorganismos (bactérias e fungos). A saída, por sua vez, é composta por energia térmica (calor), gás carbônico, vapor, efluente lixiviado e odor.

Com relação a microbiologia que envolve o processo de compostagem, de acordo com GOVERNMENT OF CANADA (2013), os operadores devem tomar conhecimento dos diferentes microorganismos que sucedem o processo, sendo estes as bactérias, fungos e os actinomicetos.

Os fungos são microorganismos maiores presentes no processo, prevalecendo mais sob condições mesófilicas encontradas na etapa de cura. Eles são responsáveis pela quebra de compostos complexos como a celulose e a lignina e estão mais adaptados às condições úmidas (GOVERNMENT OF CANADA, 2013).

As bactérias, por sua vez, são classificadas comumente de acordo com sua resistência (sobrevivência e reprodução) à determinada temperatura, em detrimento de sua espécie: psicofílicas (abaixo de $20^{\circ}C$), mesofílicas (entre 20 à $45^{\circ}C$) e termofílicas (entre $45^{\circ}C$ à $80^{\circ}C$). As bactérias tem papel fundamental no processo pois causam a rápida decomposição. Entretanto, atuam mais em compostos menos complexos como carboidratos e proteínas. Ainda segundo esses autores, os actinomicetos ou actinobactérias representam um filo especial das bactérias gram-positivas. Estas também perduram melhor nas condições mesofílicas nas fases de ativação e durante a cura. Elas são frequentemente visíveis a partir da metade da fase de

ativação, sendo identificadas pela cor acinzentada e aspecto de teia de aranha. Seu papel fundamental é converter o nitrogênio (N) em subprodutos que podem ser usados pelas plantas.

5.2.1.1.1.1 Tecnologias de Digestão Aeróbia

Várias técnicas e tecnologias foram desenvolvidas e refinadas nas últimas décadas, variando desde as mais modestas e manuais, até sistemas com alta mecanização que empregam automação. Apesar das diversidades, todas as técnicas exigem um pré-tratamento visando mudanças nas características físicas e químicas dos insumos. Estes procedimentos consistem em redução do tamanho das partículas, misturas e blendagens, remoção de materiais ferrosos e demais contaminantes e adição de água ou lixiviado. Estas etapas devem ser regidas pelos princípios gerais, descritos anteriormente, do processo de digestão aeróbia (GOVERNMENT OF CANADA, 2013).

Quanto à classificação, estas tecnologias podem ser comparadas de diversas formas. Conforme GOVERNMENT OF CANADA (2013), dentro da digestão aeróbia, pode ser classificado em 2 grupos, conforme o mecanismo de aeração seja passivo (natural) ou ativo (forçado). A aeração passiva é quando o fluxo de ar através das leiras e pilhas é causado naturalmente pelo fenômeno da convecção. Nestes sistemas não é necessário o emprego de dispositivos mecânicos. No interior central da leira ocorrem as maiores temperaturas, causando um maior aquecimento do ar nessa região. Uma vez aquecido, esta massa de ar sofre expansão e tem sua pressão diminuída, fazendo-a se deslocar para fora através do topo da pilha ou leira. A diminuição da pressão no interior central da leira, permite o início de um fluxo proveniente das laterais da pilha ou leira, trazendo ar fresco. Já a aeração ativa ocorre quando o ar é fornecido para a pilha ou leira de compostagem através de uma rede de tubulações previamente instaladas. Neste caso, são necessários dispositivos mecânicos e os sistemas são mais custosos, porém promovem maior eficiência e eficácia na distribuição de oxigênio e no processo de compostagem.

A publicação de GOVERNMENT OF CANADA (2013) ainda traz as tecnologias de compostagem de aeração passiva mais empregadas, as quais são: Pilha estática; Bunker; Leira revolvida; Leito revolvido; Leira de aeração passiva. Já os artifícios tecnológicos que empregam a aeração ativa e são amplamente praticados são: Pilha estática aerada com aeração ativada (aberta e ou coberta); Pilha estática aerada em túnel; Contêiner móvel e estático; Canal; Leito móvel; Tambor rotativo.

A tabela 9 extraída de GOVERNEMNT OF CANADA (2013), resume algumas características de cada tecnologia. A tabela 10, por sua vez, tem o intuito de analisar, sinteticamente, os prós e contras de cada tecnologia.

Tabela 9 – Sistemas de digestão aeróbia com aeração passiva.

| | Leira estática aerada (Static Pile) | Bunkers (Bunker) | Leira revolvida (Windrow) | Leito revolvido (Turned mass bed) | Leira de aeração passiva (PAW) |
|--|--|-------------------------|--|--|---|
| Céu aberto ou fechado | Aberto | Aberto | Aberto | Aberto/Fechado | Aberto |
| Capacidade (ton/ano) | Até 10.000 | Até 500 | Até 50.000 | De 15.000 até 50.000 | Até 10.000 |
| Processa galhos/podas | Sim | Sim | Sim | Sim | Sim |
| Processa resíduos alimentares | Não | Não | Sim | Sim | Não |
| Requisitos de pré- tratamento | Trituração/Mistura | Trituração/Mistura | Trituração | Trituração | Trituração |
| Tempo de compostagem ativa | 2 a 3 anos | 2 a 6 semanas | 3 a 12 meses | 3 a 12 meses | 1 a 2 anos |
| Método de aeração | Passiva | Passiva | Passiva c/ agitação mecânica | Passiva c/ agitação mecânica | Passiva |
| Requisitos de pós- processamento | Cura | Cura | Cura | Cura | Cura |
| Espaço necessário para a planta | Alto | Médio a alto | Médio a alto | Médio a alto | Alto |
| Nível de controle de odores | Baixo | Baixo | Baixo a médio | Baixo a médio | Baixo |
| Consumo de água | Baixo | Baixo | Baixo a médio | Baixo a médio | Baixo |
| Consumo de energia elétrica | N/A | N/A | N/A | N/A | N/A |
| Consumo de combustível | Baixo a médio | Médio a alto | Alto | Alto | Baixo a médio |
| Geração de lixiviado/condensado | Baixo | Baixo | Baixo | Baixo | Baixo |
| Custos de implantação (capex) | Baixo | Baixo | Baixo a médio | Baixo a médio | Baixo |
| Custos de operação/manutenção (opex) | Baixo | Baixo | Baixo a médio | Baixo a médio | Baixo |

Fonte: Adaptado de Governo do Canadá (2013).

Tabela 10 - Comparativo entre as vantagens e desvantagens dos sistemas de digestão aeróbia.

| Tecnologia | Vantagens | Desvantagens |
|--|--|---|
| Pilha estática aerada (aeração passiva) (Static pile) | Baixo custo de capex e opex; Não consome energia elétrica; As pilhas não precisam ser constantemente revolvidas; Mais indicada para cavacos de madeira. | A planta necessita de grandes áreas; Não é adequada para resíduos alimentares; Impossibilidade de controle de odores; Possibilidade de ocorrer combustão espontânea; Baixa velocidade de composição; Longo tempo de compostagem. |
| Bunker (Bunker) | Baixo Custo de capex e opex; Não consome energia elétrica; Adequada para pequenas quantidades de processamento; Pode ser construído através de vários materiais; Método simples que pode ser facilmente adaptado. | Não serve para resíduos alimentares; Necessita de equipamentos para mobilização dos materiais; Quando implantado em área externa não permite o controle de odores; Não é aconselhado para grandes quantidades de processamento, ressalva para os casos onde a aeração forçada é aplicada. |
| Leira revolvida (Windrow) | Capaz de tratar resíduos com menor teor de C/N ou porosidade que a pilha estática; Custos de capex e opex relativamente baixos; Não consome energia elétrica; Método prático e consolidado na indústria. | Requer grandes áreas; Mais trabalhoso quando comparado à pilha estática; Sem controle de odores, requisitando maiores afastamento em relação a núcleos populacionais; Exposição do composto à chuvas, ventos e baixas temperaturas. |
| Turned Mass Bed (Leito revolvido) | Maior capacidade de segurar o calor na pilha; Eficiente em relação ao espaço disponível; Eficiente em relação à gestão operacional. | Os dispositivos mecânicos para reviramento/revolvimento das leiras são mais caros; as combinações de excesso de aeração e revolvimento podem acarretar em grandes perdas de umidade nas leiras. |
| Leira de aeração passiva (PAW) | Baixos custos de aquisição e operação; Adequado para pequenas quantidades de ingresso na planta; Sem consumo de energia elétrica. | Não serve para resíduos alimentares; Inexistência de métodos para controle de odores; Não é aconselhada para grandes quantidades de ingresso; Demanda tempos de operação maiores. |
| Pilha estática aerada (aeração ativa) (ASP) | A planta requer pouca área, devido às configurações da pilha e altura; O mecanismo de aeração negativo auxilia no combate aos odores; Menos suscetibilidade aos impactos da chuva e frio; O processo de compostagem ativa ocorre mais rapidamente que nos sistemas de aeração passiva. | Requer investimento elevado em equipamentos de aeração; O excesso de aeração pode causar perda da umidade ideal; Requer mais cuidado na etapa de pré-tratamento; Requer técnicos bem instruídos para operação da planta; Consome energia elétrica; Requer, geralmente, rede tri-fásica de energia elétrica. |
| Pilha estática aerada em túnel (fechada) (Enclosed ASP - tunnel) | Maior controle de odores; O processo de corrosão das instalações da planta é mais lento. | Capex mais elevado devido às estruturas de concreto necessárias; Os sistemas de aeração e controle são, tipicamente, mais complexos; Menor possibilidade de automação da planta; Devido ao espaço confinado, requer uso intensivo de EPIs, protocolos de conduta e sistemas de alarme. |
| Contêiner estático (Static container) | Alto desempenho no controle de odores; Pouco a médio espaço requerido; Permite a expansão e realocação modular, facilitando a operação. | Tempo de processamento curto, fazendo com que o material de saída apresente características menos estáveis e com mais odores; Requer caminhões especializados para mover e descarregar os contêineres. |
| Contêiner móvel (Agitated container) | Alto desempenho no controle de odores; Pouco a médio espaço requerido; Altamente automatizado, necessitando pouca mão-de-obra para operar; Permite expansão modular; Pode ser instalada em ambiente externo ou interno. | Geralmente possui um tempo de compostagem curto (em torno de 2 semanas) e o material tende a sair menos estável e com maiores odores; A pequena capacidade limita operação de larga escala. |
| Canal (Channel) | Melhor controle de odores; menor espaço necessário em relação à compostagem de leiras; os dispositivos mecânicos de revolvimento se encontram acima do composto, facilitando a manutenção. | Custos de médio a alto; Falta de flexibilidade para lidar com picos de entrada; A aeração positiva acarreta prejuízos na qualidade do ar interno da planta; as plantas necessitam serem longas e estreitas, dificultando a adaptação em determinados locais. |
| Leito móvel (Agitated Bed) | Permite alto controle de odores; O espaço necessário por tonelada é baixo; As instalações típicas utilizam aeração negativa, melhorando a qualidade do ar interno; Alto grau de automação e pouca necessidade de mão-de-obra. | Maior complexidade operacional; Falta de flexibilidade para lidar com picos de entrada de resíduos na planta; Requer padrões críticos de pré-tratamento. |
| Tambor rotativo (Rotating Drum) | Apenas a saída do tambor precisa ficar em ambiente interno, permitindo maior flexibilidade do layout; Proporciona uma eficiente agitação e mistura dos materiais e aditivos. | Elevada complexidade mecânica devido aos sistemas de carga/descarga; Requer alinhamento periódico; O sistema de aeração tende a entupir, necessitando de ações preventivas; Tempo de compostagem relativamente curto e o material de saída requer tratamento complementar. |

Fonte: Adaptado de Governo do Canadá (2013).

5.2.1.1.2 Digestão Anaeróbia

Conforme GOVERNMENT OF CANADA (2013), a digestão anaeróbia é um processo natural que faz uso da microbiota para quebrar as partículas orgânicas, na ausência de oxigênio. A reação ocorre em reatores ou câmaras, onde as condições-chaves como umidade, temperatura

e pH são controladas no sentido de maximizar as taxas de decomposição do resíduo e a geração de biogás. Estes sistemas são concebidos, muitas vezes, no sentido de utilizar o biogás como fonte renovável de energia. Este biogás consiste basicamente de Metano (CH_4) e Dióxido de Carbono (CO_2), contendo também concentrações de Sulfeto de Hidrogênio (H_2S), traços de Siloxanos e também compostos orgânicos voláteis (VOCs), exigindo processos de refino para sua correta utilização. Ainda, segundo esse órgão, o material sólido ou semi-sólido que sai desse processo é chamado de “digestato”, enquanto a fração líquida que sai do biodigestor é chamado de “efluente”.

Conforme Kreith e Tchobanoglous (2002), devido aos problemas ambientais relacionados a fortes odores e altas concentrações de carga no lixiviado, os sistemas anaeróbios não são muito estimulados quanto ao seu emprego na compostagem. Algumas plantas de compostagem anaeróbias têm como objetivo primário a metanização, com o intuito de gerar energia a partir do biogás. Outras, por sua vez, estão direcionadas para a estabilização do composto, sendo a geração de biogás acessória na planta.

5.2.1.1.2.1 Tecnologias de Digestão Anaeróbia

Várias técnicas e tecnologias foram desenvolvidas e refinadas nas últimas décadas e, assim como as tecnologias de digestão aeróbia, necessitam passar por uma etapa de pré-tratamento. Esta etapa de pré-tratamento, conforme GOVERNMENT OF CANADA (2013), envolve um processo de mistura. Em alguns digestores, a mistura pode ser feita com água aquecida, intencionando o aumento da umidade e também de temperatura, elevando a atividade microbológica e a taxa de degradação.

Para os sistemas “secos”, a entrada deverá ser pré-mistura com materiais mais secos e maiores, como galhos ou cavacos de madeira, de maneira a garantir a percolação da água no processo. Quanto aos tipos de tecnologias de digestão anaeróbia, existe uma divisão em 2 categorias maiores: sistemas úmidos (poucos sólidos), que contém teores de umidade acima de 80% ou, ainda, sistemas secos (altos sólidos), que contém teores de umidade abaixo de 80%. Dentro dessa divisão, ainda, existe uma subcategoria, entre os reatores biológicos fechados, baseada no teor de umidade.

A tabela 12, extraída de GOVERNMENT OF CANADA (2013), resume as características relevantes de cada tecnologia. A tabela 13, por sua vez, tem o intuito de analisar os prós e contras de cada tecnologia.

Tabela 11 - Características relevantes entre as tecnologias de digestão anaeróbia.

| | Teor de Umidade | Consistência da matéria prima | Saldo energético | Tratamento do digestato | Produção de lixiviado |
|-------------------------------|-----------------|-------------------------------|------------------|---|-----------------------|
| Tipo de biodigestor | | | | | |
| Seco (Alto teor de sólidos) | Menor que 80% | Seco | Alto | Não é necessário a desidratação posterior | Baixo |
| Seco (Alto teor de lodo) | Entre 60 e 80% | Úmida | Intermediário | A desidratação pode acontecer | Intermediário |
| Úmido (Baixo teor de sólidos) | Maior que 80% | Líquida | Baixo | A desidratação é necessária | Alto |

Fonte: Adaptado de Governo do Canadá (2013).

Tabela 12 - Comparativo entre vantagens e desvantagens de cada sistema de digestão anaeróbia.

| Tecnologia | Vantagens | Desvantagens |
|-------------------------------|--|--|
| Seco (Alto teor de sólidos) | Pode processar resíduos contaminados com plásticos, metais e pedras; produz pouco efluente; Gera maior energia que os demais sistemas; pode até dispensar o consumo de água na planta. | Requer adição e mistura de materiais mais grossos e lenhosos; devem operar em sistemas de bateladas; libera grandes odores quando as portas são abertas. |
| Seco (Alto teor de lodo) | Pode processar resíduos contaminados com inertes; pode receber resíduos líquidos ou em condição de lama; produz relativamente pouco efluente; Eficiência energética intermediária; Alto nível de controle de odores. | Pode requerer adição de água para tornar a entrada bombeável o suficiente. |
| Úmido (Baixo teor de sólidos) | É capaz de gerenciar resíduos na forma líquida ou semi-sólida; Alto nível de controle de odores por ser um processo inteiramente confinado. | Não é capaz de tratar materiais com contaminantes inertes (plásticos, metais e pedras); Requer uma etapa de pré-tratamento e tratamento mais eficiente que os demais; produz mais efluente (lixiviado); consome mais energia que os demais sistemas anaeróbicos. |

Fonte: Adaptado de Governo do Canadá (2013).

5.2.2 Tratamento térmico, conversão energética e subprodutos

Para fins de tratamento de matéria orgânica, existem, também os processos de queima controlado e conversão do resíduo em energia. Dentro desta modalidade, destacam-se o emprego da pirólise, gaseificação e incineração. Existem diferenças entre os processos citados, sendo a pirólise e a gaseificação classificados como tratamento térmico avançado.

De acordo com DEFRA (2010), a incineração normalmente envolve a combustão de resíduos sólidos urbanos misturados e com pouco tratamento preliminar à entrada no reator. Para que a combustão do resíduo sólido urbano ocorra é requerida uma grande quantidade de oxigênio e altas temperaturas, acima de 850°C. Em síntese, os materiais inflamáveis são convertidos em gás carbônico e água, enquanto resíduos como metais e vidros permanecem sólidos na forma de cinzas.

No processo de pirólise, por sua vez, de forma sintética, ocorre a degradação térmica do resíduo, na ausência de oxigênio. Além disso, neste caso, é necessária uma fonte externa de calor para manter a temperatura exigida, que é da ordem de 300 até 850°C, a depender da caracterização do resíduo a ser tratado. A pirólise requer um tratamento preliminar mais rigoroso, exigindo, tipicamente, a retirada de vidros, metais, pedras e demais materiais inertes antes do ingresso no reator. Os produtos deste processo são o carvão (char) e o gás de síntese

(syngas). Conforme DEFRA (2010) o gás de síntese é uma mistura de gases como monóxido de carbono, hidrogênio, metano e VOCs. Uma parte destes podem ser condensados, produzindo combustível líquido, óleos, ceras e alcatrão. O poder calorífico situa-se na ordem de 10 à 20 MJ/Nm³.

Ainda, existem unidades de tratamento de resíduos que utilizam o processo de gaseificação. É considerado um processo intermediário entre os descritos anteriormente, uma vez que a presença do oxigênio é limitada, de forma a não permitir a combustão total. A temperatura situa-se, geralmente, abaixo de 650 °C. Normalmente, é necessário fornecer calor para dar início ao processo. Geralmente requer tratamento preliminar e retirada de vidros, metais e outros inertes. Conforme DEFRA (2010) o poder calorífico do gás de síntese proveniente da gaseificação é na faixa de 4-10 MJ/Nm³.

Empregados em baixíssima escala, existem os gaseificadores de plasma que atingem altas temperaturas através do método do arco elétrico. Devido a alta temperatura alcançada no processo, é possível inertizar todos os componentes e proporcionar um gás de síntese muito menos nocivo ao meio ambiente. Conforme Ramos et al. (2018) esse processo de gaseificação por plasma promove a decomposição numa temperatura que evita emissões de compostos perigosos, mantendo-os dentro dos parâmetros legais.

Ramos et al. (2018) debateram a implantação de um gaseificador de plasma de 2 estágio, em comparação a incineração convencional na União Europeia, através do método CML 2001, o qual leva em conta 11 categorias de impacto, concluindo que a tecnologia de gaseificação por arcos de plasma exibiu uma melhor performance em todos os aspectos, economizando em energia e em recursos materiais, bem como níveis menos nocivos de contaminantes de efluentes líquidos e gasosos. A produção de energia, por sua vez, quase triplicou segundo Ramos et al. (2018).

Byun, et al. (2010) converteram RSU em escórias inertes, o que apresentou uma redução de volume de 99%. Por outro lado, Taylor et al. (2013) submeteram entradas de resíduos (resíduos triturados e CDR) à diferentes tratamentos, e obtiveram taxas de conversões acima de 98% em relação ao carbono e eficiência de 94% para energia. Ressalta-se também que em ambas as experiências os limites legais tocantes a emissões foram cumpridos.

Os processos de tratamento térmico, de maneira geral, irão produzir gás de síntese e uma parcela de resíduo sólido. A composição destas substâncias irá depender de fatores como temperatura, nível de oxigênio, taxa de aquecimento e o tempo de residência no reator.

Estudos conduzidos por Perrot e Subiantoro (2018) compararam alternativas para o gerenciamento de RSU na Nova Zelândia, ponderando cada qual quanto ao potencial geração de energia anual, eficiência na geração de energia, custos de implantação, custos por tonelada processada e capacidade anual. As tecnologias contempladas na pesquisa foram incineração, digestão anaeróbia, gaseificação e pirólise. Posteriormente, as tecnologias foram confrontadas com relação à parâmetros como poluição do ar, custo, subprodutos do processo, capacidade, maturidade (consolidação no mercado), eficiência energética e tipo de resíduo que pode ser tratado pelo processo.

A tabela 13 traz a composição gravimétrica, poder calorífico e energia potencial do RSU analisado na Nova Zelândia. As tabelas 14 a 17 trazem os resultados obtidos das comparações entre as diferentes tecnologias.

Tabela 13 - Potencial teórico de geração de energia anual da Nova Zelândia.

| | Percentual % | Geração de resíduos total (ton) | Poder Calorífico (MJ/kg) | Energia Potencial (GJ) |
|--------------------------------------|--------------|---------------------------------|--------------------------|------------------------|
| Orgânico | 30,4 | 979.184 | 3 | 2.937.552 |
| Papel, guardanapos e papel higiênico | 15,3 | 492.813 | 16 | 7.885.008 |
| Madeira | 14,1 | 454.161 | 6 | 2.724.966 |
| Plástico | 12,1 | 389.741 | 35 | 13.640.600 |
| Borracha | 0,9 | 28.989 | 14 | 405.846 |
| Têxtil | 5,4 | 173.934 | 19 | 3.304.746 |
| Total | | | | 30.898.718 |

Fonte: Adaptado de Perrot e Subiantoro (2018).

Tabela 14 - Potencial de geração de energia a partir de tecnologias de tratamento de RSU na Nova Zelândia.

| | Incineração (convencional) | Incineração (Integrada) | Digestão Anaeróbia | Gaseificação Avançada | Pirólise |
|--|----------------------------|-------------------------|--------------------|-----------------------|-----------|
| Eficiência na produção energética (%) | 21,0 | 42,0 | 10,4 | 35,0 | 20,5 |
| Potencial de geração anual de energia (QJ) | 5.806.909 | 11.613.819 | 1.015.671 | 9.665.899 | 5.661.455 |

Fonte: Adaptado de Perrot e Subiantoro (2018).

Tabela 15 – Comparativo entre os custos estimados por toneladas de RSU, para implantação de tecnologias de tratamento térmico e geração de energia na Nova Zelândia.

| | Incineração (convencional) | Incineração (Integrada) | Digestão Anaeróbia | Gaseificação/Pirólise |
|---|----------------------------|-------------------------|--------------------|-----------------------|
| Capacidade anual de tratamento (tons) | 150.000 | 150.000 | 100.000 | 250.000 |
| Investimento total (em milhões de Euro) | 55 | 160 | 16 | 100 |
| Custo por tonelada (Euro/ton) | 65 | 280 | 28 | 75 |

Fonte: Adaptado de Perrot e Subiantoro (2018).

Tabela 16 - Comparativo entre as tecnologias de tratamento e conversão energética, sem fatores de ponderação.

| | Incineração | Digestão Anaeróbia | Gaseificação | Pirólise |
|---|--------------------|---------------------------|---------------------|-----------------|
| Poluição do ar | 0 | 3 | 1 | 2 |
| Custo | 2 | 3 | 0,5 | 0,5 |
| Subprodutos | 1,5 | 1,5 | 0 | 3 |
| Capacidade | 3 | 2 | 1 | 0 |
| Consolidação da tecnologia no mercado (maturidade) | 3 | 2 | 0,5 | 0,5 |
| Eficiência energética | 1,5 | 0 | 3 | 1,5 |
| Exigência de tratamento preliminar ou tipo de resíduo | 2 | 0 | 2 | 2 |
| Total | 13 | 11,5 | 8 | 9,5 |

Fonte: Adaptado de Perrot e Subiantoro (2018).

Tabela 17 - Comparativo entre as tecnologias, considerando aspectos econômicos e ambientais na ponderação.

| | Peso | Incineração | Digestão Anaeróbia | Gaseificação | Pirólise |
|---|-------------|--------------------|---------------------------|---------------------|-----------------|
| Poluição do ar | 2 | 0 | 6 | 2 | 4 |
| Custo | 2 | 4 | 6 | 1 | 1 |
| Subprodutos | 1 | 1,5 | 1,5 | 0 | 3 |
| Capacidade | 1 | 3 | 2 | 1 | 0 |
| Consolidação da tecnologia no mercado (maturidade) | 1 | 3 | 2 | 0,5 | 0,5 |
| Eficiência energética | 1 | 1,5 | 0 | 3 | 1,5 |
| Exigência de tratamento preliminar ou tipo de resíduo | 1 | 2 | 0 | 2 | 2 |
| Total | | 15 | 17,5 | 9,5 | 12 |

Fonte: Adaptado de Perrot e Subiantoro (2018).

De acordo com a tabela 16 formulada por Perrot e Subiantoro (2018), a incineração convencional é o artefato técnico que apresenta a maior pontuação entre os atributos escolhidos. Porém, quando são atribuídos fatores de ponderação, alinhados com a política econômica e ambiental da Nova Zelândia, o emprego da técnica de digestão anaeróbia se sobressai, conforme a tabela 17, destacando-se por seu baixo custo e impacto ambiental.

Logo, os autores Perrot e Subiantoro (2018) elegem a alternativa mais viável como sendo a digestão anaeróbia, associada com uma boa estratégia de reciclagem envolvendo uma cadeia nacional. A digestão anaeróbia encontra-se mais consolidada no mercado, porém, deve-se atentar às limitações quanto a baixíssima eficiência energética, incapacidade de processar materiais recicláveis como o plástico e, também, baixa capacidade de tratamento de resíduos, sendo crucial para sua eficácia, a existência, em paralelo, de uma estratégia nacional para reduzir, reutilizar e reciclar (3R). Os autores destacam ainda que as tecnologias mais sofisticadas como a gaseificação avançada e usinas integradas de conversão de resíduos sólidos urbanos em energia oferecem maior retorno energético, porém, no momento, ainda se

encontram em um menor estágio de maturidade e pouco consolidadas, requerendo estudos adicionais.

5.2.3 Biocarvão

Conforme Lehmann et al. (2011) o biocarvão ou “biochar” pode ser originado a partir da pirólise da porção orgânica de RSU. O biocarvão está emergindo como um corretivo agrícola, capaz de promover a fertilidade agrícola em termos globais, contribuindo na redução das mudanças climáticas. Segundo Cooper et al. (2011), o biocarvão é capaz de fertilizar o solo e, paralelamente, sequestrar o carbono da atmosfera, reduzindo a emissão de gases de efeito estufa, típicos do processo de decomposição da matéria orgânica.

De acordo com Kaudal e Weatherley (2017), a co-compostagem do biocarvão urbano com resíduos de comida promove eficiência ao reduzir tempo, aumentar o conteúdo de nitrogênio, capacidade de troca catiônica e ainda aumentar a germinação das sementes. O biocarvão tem uma estrutura heterogênea altamente porosa, com grande superfície específica, permitindo a retenção de água e as interações e reações com ácido e base.

Os estudos de Cárdenas-Aguiar et al. (2017) também demonstraram aplicações do biocarvão e compostos orgânicos na recuperação de áreas degradadas, através da imobilização do cobre (Cu) em solos contaminados por metais potencialmente tóxicos. Ainda, segundo a autora, é esperado que a utilização em conjunto de biocarvão e compostos orgânicos melhore a capacidade de degradação de poluentes executada pela microbiota contida nos solos.

Conforme Stepien et al. (2017), na produção do biocarvão ocorre um processo termoquímico com temperaturas na faixa de 200 a 300°C, onde, inicialmente, as fibras são despolimerizadas. O processo ocorre sob pressão atmosférica e condições anaeróbias, com taxas de aquecimento menores que 50°C/min, com tempo de detenção relativamente longo, acima de uma hora. A biomassa é parcialmente decomposta formando gases condensáveis e não condensáveis. O produto final desse processo é o biocarvão.

Stepien et al. (2017) e Méndez et al. (2012) constataram, ao analisar a influência do biocarvão obtido através de lodo de esgoto em plantas, que a concentração de Cu no biocarvão era 80% maior do que no lodo de esgoto comum e, em torno de 50% maior no caso de metais potencialmente tóxicos. No entanto, a biodisponibilidade e a mobilidade destes compostos eram significativamente menores.

Estudos conduzidos por Peller et al. (2021) caracterizaram doze tipos de biocarvões, derivados de seis tipos de biomassa diferentes e produzidos sob influência de duas temperaturas distintas, visando avaliar seu potencial de uso agrônomo e aplicações ambientais. Evidenciou-se que a temperatura de pirólise e a matéria-prima influenciam significativamente nas características do biocarvão. Para aplicações em agronomia, o biocarvão gerado sob a temperatura de 400°C é mais capaz de melhorar as características do solo, em virtude da menor densidade aparente, maior capacidade de troca catiônica e hidrofilia. O biocarvão gerado sob a temperatura de 600°C é mais utilizado para sequestro de carbono, oferecendo maior estabilidade devido as cadeias aromáticas. De uma maneira geral, os doze tipos de biocarvão são bons candidatos para correção de solos ácidos. Com relação a aplicações em remediações ambientais, o biocarvão produzido em temperatura de 400°C demonstrou maior capacidade para reter metais e, também, para tratar contaminantes orgânicos polares. Já os grupos produzidos à temperatura de 600°C obtiveram melhor desempenho no tratamento de contaminantes orgânicos apolares, devido à maior hidrofobia.

Estes efeitos sob o solo foram pesquisados também por Randolph et al. (2017), a partir do emprego de biocarvão gerado a partir da pirólise da fração orgânica do RSU, em diferentes temperaturas, tempos de residência e composições. Estes autores concluíram que o RSU (fração orgânica) tem um grande potencial como matéria-prima na produção de biocarvão com propriedades físico-químicas valiosas. Isso faz com que o biocarvão não sirva somente no gerenciamento de resíduos e mitigação de gases de efeito-estufa, mas, também, para melhorar as propriedades físicas e químicas do solo. Conforme Schulz e Glaser¹ (2012 *apud* Randolph et al., 2017) e Yang et al. (2010 *apud* Randolph et al., 2017), a aplicação do biocarvão no solo permite que os nutrientes fiquem retidos para o crescimento da planta, e, também, limita a infiltração de fertilizantes químicos e pesticidas.

As premissas são muito boas, porém deve haver prudência na aplicação e no processo para geração de biocarvão, uma vez que pode haver contaminações no produto final, caso não ocorra uma boa triagem e tratamento preliminar adequado à entrada no reator de pirólise. Conforme Oleszczuk et al. (2013), os contaminantes mais comuns passíveis de serem encontrados no biocarvão a partir de RSU são os metais potencialmente tóxicos e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), que, em determinadas doses, podem estar associados à riscos a saúde

¹ Schulz, H. and Glaser, B. (2012) **Effects of Biochar Compared to Organic and Inorganic Fertilizers on Soil Quality and Plant Growth in a Greenhouse Experiment**. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 175, 410-422. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.201100143>

humana e animal. Isto dito, porém, não remete à inviabilidade do processo. Para aplicações em larga escala na produção de biocarvão a partir de RSU, se torna mais interessante associá-lo com um sistema de coleta diferenciado, cuja segregação seja feita pelo gerador, na própria fonte (residencial ou comercial).

Guotao Liu et al. (2015), analisaram os possíveis efeitos do biocarvão provenientes de RSU na mineralização de um solo árido. Aplicando o biocarvão em faixas de porcentagem de 0,5 à 2%, trouxeram evidências de que a adição de biocarvão no solo é uma ferramenta simples de sequestro de carbono (“pegada verde”) e fertilização.

Outro nicho de aplicação para o biocarvão a partir de RSU (fração orgânica), conforme dito anteriormente, são as remediações ambientais em áreas contaminadas. Yohan Jayawardhana et al. (2017) executaram diversas modelagens e concluíram que o biocarvão era capaz de adsorver o benzeno. Tais estudos sugerem que o biocarvão produzido pelo RSU tem potencial para remover o benzeno de efluentes como o “chorume” e, ao mesmo tempo, reduzir o volume de resíduos sólidos urbanos existentes. Diante de uma perspectiva nacional, em que várias cidades brasileiras que já possuem “lixões” desativados (entre outras áreas contaminadas) e, continuam, diariamente, a gerar os resíduos sólidos urbanos, a aplicação desta alternativa se torna de alta relevância.

5.2.4 Usos e requisitos para reutilização da fração orgânica

Vários são os usos possíveis para reutilização da fração orgânica dos RSU na forma de composto simples ou, ainda, biocarvão. No entanto, conforme será detalhado nesse capítulo, existem diversas exigências e requisitos a serem atendidos.

5.2.4.1 Padrões Nacionais e Internacionais Exigidos para Emprego do Composto

Para fazer uso de um composto com segurança à saúde humana, é preciso que a quantidade de substâncias nocivas presentes neste composto seja nula ou limitada. Exemplos de tais substâncias, segundo Kreith e Tchobanoglous (2012), são os metais potencialmente tóxicos, compostos orgânicos tóxicos (incluindo o Bifenil Policlorado ou PCB), cacos de vidro e agentes patogênicos. A fonte de tais substâncias nocivas provém dos próprios resíduos sólidos urbanos que alimentam o processo. Sabe-se que geralmente, as concentrações de substâncias nocivas são menores na fração orgânica dos RSU, quando comparadas ao lodo de esgoto, também

compostável. Segundo Miller² et al. (1992 *apud* Kreith e Tchobanoglous, 2012) os poucos dados disponíveis na literatura indicam que as concentrações de elementos potencialmente tóxicos em compostos gerados a partir de resíduos de galhos e podas são relativamente baixas sendo inferiores à 0,1 ppm até 10 ppm para mercúrio (Hg), cádmio (Cd), cobre (Cu) e Níquel (Ni), e entre 50 até 200 ppm para chumbo (Pb) e zinco (Zn). Além disso, segundo os autores, as concentrações de pesticidas, PCBs e patógenos também são bem baixas. Porém, conforme exposto por Miller et al. (1992), concentrações de alguns pesticidas (Carbaryl, Atrazine e 2,4,5-T) em compostos, produzidos a partir de resíduos de galhos e podas do estado de Illinois, foram encontradas na ordem de 1 a 10 ppm. Os demais pesticidas mantiveram-se entre 0,01 e 1 ppm. É provável que tenha acontecido uma contaminação com resíduos industriais, pois, conforme Kreith e Tchobanoglous (2012) não é comum encontrar patógenos ou contaminações nos compostos derivados de resíduos de jardim/verdes. Ainda, segundo os autores, compostos inadequadamente processados, provenientes de resíduos alimentares podem veicular doenças zoonóticas através dos parasitas *trichinella*, *tenia* e *ascaris* (lombriga), potencialmente contidos nas carnes descartadas pelos habitantes.

Segundo Domingo e Nadal (2008), em sua revisão acerca dos riscos químicos e biológicos à saúde humana envolvidos em unidades de compostagem, ressaltaram os perigos da poeira orgânica, bioaerosóis e microorganismos. Abordaram o potencial risco relacionado aos compostos orgânicos voláteis (VOCs), liberados durante o processo de compostagem.

Porém, diante destes casos, compostos provenientes de resíduos urbanos ou lodo de ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) devem ser diariamente analisados como medida de precaução, pois nestes casos, os efeitos adversos sobre humanos ou animais podem vir através da ingestão de alimentos que foram plantados em solos onde o composto foi adicionado, ou, ainda, indiretamente, através do consumo de animais que se alimentaram da safra. Golueke (1982) traz alguns incidentes ocorridos com outros metais e químicos, relacionados à cadeia alimentar. Tais preocupações relacionadas a patógenos em potencial, podem ser eliminadas ou amenizadas através da pasteurização.

Diante disso, surgiram preocupações relacionadas à saúde que criaram amparos legais através da classificação proposta pela US. EPA e agências estatais regulatórias. A tabela 13,

² Miller, W.J., Hagemann, S., Reiter, E., Pinsker, W. (1992). **P-element homologous sequences are tandemly repeated in the genome of *Drosophila guanche***. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 89(9): 4018-4022.

retirada de New York State³ (1988 *apud* Kreith e Tchobanoglous, 2012), traz um exemplo de limites que eram aplicáveis na cidade de Nova York.

Tabela 18 - Limites regulatórios para compostos produzidos a partir de RSU e Lodo de ETE, na cidade de Nova York.

| Elemento | Classe I (ppm) | Classe II (ppm) |
|----------------------|----------------|-----------------|
| Mercurio (Hg) | 10 | 10 |
| Cádmio (Cd) | 10 | 25 |
| Níquel (Ni) | 200 | 200 |
| Chumbo (Pb) | 250 | 1000 |
| Cromo (Cr) | 1000 | 1000 |
| Cobre (Cu) | 1000 | 1000 |
| Zinco (Zn) | 2500 | 2500 |
| PCB | 1 | 10 |
| Tamanho da Partícula | < 10 mm | < 25 mm |

Fonte: Adaptado de New York State (1988 *apud* Kreith e Tchobanoglous, 2012).

A tabela 14, retirada do livro de Kreith e Tchobanoglous (2012) *apud* Trubiano et al., (1987), traz um exemplo de limites que eram aplicados na cidade de Massachussets.

Tabela 19 - Limites regulatórios para compostos produzidos a partir de RSU, lodo de ETE e galhos e podas na cidade de Massachussets.

| Elemento | Classe I (ppm) | Classe II (ppm) |
|-----------------|----------------|-----------------|
| Mercurio (Hg) | 10 | 10 |
| Molibdênio (Mo) | 10 | 10 |
| Níquel (Ni) | 200 | 200 |
| Chumbo (Pb) | 300 | 1000 |
| Boro (Bo) | 300 | 300 |
| Cromo (Cr) | 1000 | 1000 |
| Cobre (Cu) | 1000 | 1000 |
| Zinco (Zn) | 2500 | 2500 |
| PCB | 2 | 10 |

Fonte: Adaptado de Kreith e Tchobanoglous (2012, p.) *apud* Trubiano et al. (1987).

Não obstante, além dos limites regulatórios, também consta na publicação referente à proibição nos estados de Nova York e Massachussets, a identificação de um composto como “fertilizante” quando a soma da concentração de NPK (nitrogênio, fósforo e potássio) é inferior a 6%. Nestes casos é inserida etiqueta como “melhorador de solo” “corretor de solo” ou, simplesmente “composto”. Conforme Kreith e Tchobanoglous (2012), a quantidade de NPK depende do resíduo de origem e, devido a ampla variação dos compostos em termos do conteúdo nutritivo, seria errôneo afirmar que todo composto é um “fertilizante” típico.

Outro exemplo de marco regulatório, no caso da Inglaterra, foi o PAS 100 *Standard*, o qual especifica os requisitos para o processo de compostagem, no tocante à seleção de materiais de entrada, teor de qualidade mínima do composto produzido, armazenamento, identificação e rastreabilidade.

³ New York State (1988) **Solid Waste Management Facilities**, Revised 6 NYCRR, Part 360, New York State, Department of Environmental Conservation.

A publicação do governo britânico DEFRA (2010) traz um exemplo de unidades que foram monitoradas para fins de estudo e geração de informações relevantes. Os resultados dos compostos geradores nessas unidades foram confrontados com o PAS 100 *Standard*. Conforme DEFRA (2010), as amostras provenientes de RSU, como era esperado diante desse tipo de matéria-prima, atingiram altos níveis de Cu, Pb e Zn. Uma amostra apresentou pequenas quantidades de sementes de ervas daninhas e outra apresentou estabilidade muito baixa. Os resultados demonstraram com clareza que uma etapa de pós-pasteurização deve ser conduzida de modo a prevenir contaminações de excrementos de pássaros e o acúmulo de sementes daninhas através de vento.

Pode-se concluir que produzir um composto dentro da faixa da norma PAS 100 acarreta em custos adicionais, porém, agrega grande credibilidade, trazendo vantagens em um mercado extremamente competitivo. Deve-se ter em mente, também, que o atendimento a PAS 100 não irá garantir aplicações irrestritas do composto. Compostos que advêm de RSU, na experiência Inglesa, conforme DEFRA (2010) não são permitidos em aplicações agrícolas, sendo mais destinados à restauração de áreas contaminadas.

Outra experiência relevante, no contexto de regulamentações para compostos orgânicos, é a do Canadá. De modo a prevenir danos ambientais e à saúde humana e também promover um guia para uma indústria em ascensão, foi criado o “Fertilizer Act”, aplicável para todos os fertilizantes e produtos complementares (incluindo os compostos). Esta lei impõe que qualquer composto comercializado ou importado no Canadá deve atender aos critérios de qualidade da tabela 15, da CFIA Trade Memoranda, extraída de GOVERNMENT OF CANADA (2013).

Tabela 20 - Limites impostos pela CFIA no Canadá

| Elemento | Máximo aceitável (mg/kg em peso seco) | Máximo aceitável acumulado de adição nos solos (kg/hectare) |
|------------------------|---|---|
| Arsênio (As) | 75 | 15 |
| Cádmio (Cd) | 20 | 4 |
| Cromo (Cr) | - | 210 |
| Cobalto (Co) | 150 | 30 |
| Cobre (Cu) | - | 150 |
| Chumbo (Pb) | 500 | 100 |
| Merúrio (Hg) | 5 | 1 |
| Molibdênio (Mo) | 20 | 4 |
| Níquel (Ni) | 180 | 36 |
| Selênio (Se) | 14 | 2.8 |
| Zinco (Zn) | 1850 | 37 |
| Parâmetro | Padrão requisitado | |
| Maturidade | O fabricante deve demonstrar a maturidade do composto usando métodos cientificamente válidos | |
| Teor de Umidade | Menor que 65% | |
| Matéria Orgânica | Acima de 15% | |
| Salmonella | Não detectável | |
| Coliformes Fecais | Menor que 1000 NMP/g de ST | |
| Objetos agudos/afiados | Não pode conter objetos agudos, como vidros e metais, em tamanhos tais que possam vir a causar ferimentos | |

Fonte: Adaptado de Governo do Canadá (2013).

Também no Canadá foram publicadas, através do fórum intergovernamental do Canadá (CCME), diretrizes para a qualidade do composto, conforme pode ser observado na tabela 16 retirada de GOVERNMENT OF CANADA (2013). Tais diretrizes classificam o composto em categoria A (pode ser usado para terras agrícolas e residenciais, operações de horticultura e viveiros de plantas) e B (aplicação é restrita a algumas províncias e casos particulares).

Tabela 21 - Diretrizes da CCME para definição de qualidade do composto.

| | Categoria A | | Categoria B |
|---|---|-----------------------------------|---|
| | Máxima Concentração (mg/kg ps) | Máxima Concentração (mg/kg ps) | Máximo aceitável acumulado de adição nos solos (kg/hectare) |
| Elementos | | | |
| Arsênio (As) | 13 | 75 | 15 |
| Cádmio (Cd) | 3 | 20 | 4 |
| Cromo (Cr) | 210 | 1060 | 210 |
| Cobalto (Co) | 34 | 150 | 30 |
| Cobre (Cu) | 400 | 757 | 150 |
| Chumbo (Pb) | 150 | 500 | 100 |
| Mercurio (Hg) | 0,8 | 5 | 1 |
| Molibdênio (Mo) | 5 | 20 | 4 |
| Níquel (Ni) | 62 | 180 | 36 |
| Selênio (Se) | 2 | 14 | 2.8 |
| Zinco (Zn) | 700 | 1850 | 370 |
| Patógenos | | | |
| Salmonella | Menor que 3 NMP/4-g (ps) | | |
| Coliforme Fecal | Menor que 1000 NMP/g (ps) | | |
| Corpo estranho | Deve conter no máximo 1 corpo estranho com dimensões maiores que 25mm em qualquer direção, em uma amostra de 500 mL | | Deve conter no máximo 2 corpos estranhos com dimensões maiores que 25mm, em qualquer direção, em uma amostra de 500 mL |
| Corpo estranho afiado | Não pode haver nenhum corpo estranho afiado com dimensões maiores que 3mm em qualquer direção, em uma amostra de 500 mL | | Deve conter no máximo 3 corpos estranhos afiados com dimensões de no máximo 12,5mm, em qualquer direção, em uma amostra de 500 mL |
| Maturidade/Estabilidade | | | |
| Os compostos devem estar maduros e estabilizados para comercialização. Para isso devem ser curados por 21 dias e, também, cumprir os requisitos abaixo: | | | |
| Taxa de respiração menor ou igual à 400 mg O ₂ /kg MO por hora | | | |
| Taxa de evolução do CO ₂ menor ou igual à 4 mg C.CO ₂ /kg MO por dia | | | |
| Temperatura acima do ambiente de no máximo 8°C | | | |
| Compostos Orgânicos | | | |
| Evitar processar resíduos que contenham altas concentrações de POPs (contaminantes orgânicos persistentes). | | | |

Fonte: Adaptado de Governo do Canadá (2013).

No Brasil, para fins de emprego de biofertilizantes (em geral), existe a instrução normativa publicada pela União, a qual costuma ser periodicamente reavaliada. Esta instrução normativa classifica o composto conforme a matéria-prima utilizada na sua produção. Ainda, de acordo com a Instrução Normativa nº 69, de 8 de julho de 2020, seção I, da classificação dos fertilizantes orgânicos, em seu Artigo nº 3, incisos I e II:

Art. 3º. - Os fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos e organominerais serão classificados de acordo com as matérias-primas utilizadas na sua produção em:

I - Classe "A": produto que utiliza, em sua produção, matéria-prima gerada nas atividades extrativas, agropecuárias, industriais, agroindustriais e comerciais, incluindo aquelas de origem mineral, vegetal, animal, lodos industriais e agroindustriais de

sistema de tratamento de águas residuárias com uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resíduos de frutas, legumes, verduras e restos de alimentos gerados em pré e pós-consumo, segregados na fonte geradora e recolhidos por coleta diferenciada, todos isentos de despejos ou contaminantes sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

II - Classe "B": produto que utiliza, em sua produção, quaisquer quantidades de matérias-primas orgânicas geradas nas atividades urbanas, industriais e agroindustriais, incluindo a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional, lodos gerados em estações de tratamento de esgotos, lodos industriais e agroindustriais gerados em sistemas de tratamento de águas residuárias contendo qualquer quantidade de despejos ou contaminantes sanitários, todos com seu uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Parágrafo único. Podem ser utilizados como matéria-prima para a produção de fertilizante orgânico Classe "A", os resíduos provenientes de serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, desde que estes serviços contemplem a segregação na fonte geradora e a coleta diferenciada de resíduos em, no mínimo, três frações: resíduos orgânicos, resíduos recicláveis e rejeitos, evitando qualquer tipo de contaminação sanitária.

A última publicação desta Instrução Normativa ocorreu no ano de 2020, por parte do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e, também, da Secretaria de Defesa Agropecuária. Tais exigências foram compiladas nas tabelas 22 a 24, extraídas de Diário Oficial da União (2020).

Tabela 22 – Teores mínimos de nutrientes e outras garantias e exigências para fertilizantes orgânicos simples sólidos.

| Fertilizantes orgânico simples sólidos | | | | | | |
|--|----------------------|--------------------|------------|------------------|--------------------|----------------|
| | Umidade (%) - máxima | pH | C (% min.) | N total (% min.) | CTC (% min.) | CTC/C (% min.) |
| Húmus de minhoca | 50 | 6 | 10 | 0,5 | | |
| Estercos e camas | 40 | Conforme Declarado | | 1 | Conforme Declarado | |
| Tortas e farelos vegetais | - | - | | 5 | | |
| Turfa | - | - | | 0,5 | | |
| Linhita | - | - | | 0,5 | | |
| Vinhaça | - | - | | - | | |
| Parâmetros de referência para outros fertilizantes orgânicos simples | - | - | | 0,5 | | |

Fonte: Adaptado de Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e da Secretaria de Defesa Agropecuária (2020).

Tabela 23 - Teores mínimos de nutrientes e outras garantias e exigências para fertilizantes orgânicos, misto e orgânicos, composto sólidos.

| Fertilizantes orgânico misto e orgânico composto sólidos | | | | | | | | |
|--|----------------------|------------------|--|------------------------|---------------------|----------------------|----------------------|--------------------|
| | Umidade (%) - máxima | N total (mínimo) | Carbono Orgânico – CO (base seca mínimo) | CTC (base seca mínimo) | pH (mínimo) | Relação C/N (máximo) | Relação CTC/C mínima | Outros nutrientes |
| Misto/composto | 50% | | 0,5% | Conforme declarado | Conform e declarado | 20 | Conforme declarado | Conforme declarado |

Fonte: Adaptado de Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e da Secretaria de Defesa Agropecuária (2020).

Quanto aos macronutrientes primários, secundários e micronutrientes garantidos ou declarados do produto, esses devem ter no mínimo os teores apresentados na tabela 24.

Tabela 24 – Teores mínimos de macronutrientes primários, secundários e micronutrientes garantidos ou declarados do fertilizante.

| Produto Sólido ou Fluido | |
|--|---------------|
| Componente | Teor Mínimo % |
| Nitrogênio (N) | 1 |
| Fósforo (P ₂ O ₅) | 1 |
| Potássio (K ₂ O) | 1 |
| Cálcio (Ca) | 1 |
| Magnésio (Mg) | 1 |
| Enxofre (S) | 1 |
| Boro (B) | 1 |
| Cloro (Cl) | 0,01 |
| Cobalto (Co) | 0,1 |
| Cobre (Cu) | 0,005 |
| Ferro (Fe) | 0,02 |
| Manganês (Mn) | 0,02 |
| Molibdênio (Mn) | 0,02 |
| Níquel (Ni) | 0,005 |
| Selênio (Se) | 0,003 |
| Silício (Si) | 0,05 |
| Zinco (Zn) | 0,1 |

Fonte: Adaptado de Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e da Secretaria de Defesa Agropecuária (2020).

Também no Brasil existe a Instrução Normativa nº 27 de 05 de junho 2006, que foi alterada pela Instrução Normativa nº 7 de 12 de abril de 2016, republicando em 02 de maio de 2016 (tabelas 25 a 28).

Tabela 25 – Anexo I da IN 27 - Limites máximos de elementos potencialmente tóxicos admitidos em fertilizantes minerais que contenham o nutriente fósforo, micronutrientes ou com fósforo e micronutrientes em mistura com os demais nutrientes.

| Elemento Potencialmente Tóxico | Valor admitido em (mg/kg) por ponto percentual (%) de P ₂ O ₅ e por ponto percentual da somatória de micronutrientes (%) | | Valor máximo admitido na massa total do fertilizante (mg/kg) | |
|-----------------------------------|---|--|---|--|
| | Coluna A | Coluna B | Coluna C | Coluna D |
| | P ₂ O ₅ | Somatório da garantia de micronutrientes | Aplicável aos fertilizantes minerais mistos e complexos com garantia de macronutrientes primários e micronutrientes | Aplicável aos fertilizantes fornecedores exclusivamente de micronutrientes e aos fertilizantes com macronutrientes secundários e micronutrientes |
| Arsênio (As) | 2 | 500 | 250 | 4000 |
| Cádmio (Cd) | 4 | 15 | 57 | 450 |
| Chumbo (Pb) | 20 | 750 | 1000 | 10000 |
| Cromo (Cr) | 40 | 500 | | - |
| Mercurio (Hg) | 0,05 | 10 | | - |

Fonte: Secretaria de Defesa Agropecuária (2006).

Tabela 26 – Limites máximos de elementos potencialmente tóxicos admitidos para os fertilizantes minerais com nitrogênio, potássio, macronutrientes secundários, para os com até 5% de P₂O₅ e para os demais não especificados no Anexo I da IN 27.

| Elementos Potencialmente Tóxicos | Valor máximo admitido na massa total do fertilizante (mg/kg) |
|----------------------------------|---|
| Arsênio (As) | 10 |
| Cádmio (Cd) | 20 |
| Chumbo (Pb) | 100 |
| Cromo (Cr) | 200 |
| Mercurio (Hg) | 0,20 |

Fonte: Adaptado de Secretaria de Defesa Agropecuária, IN nº 27 (2006).

Tabela 27 - Limites máximos de elementos potencialmente tóxicos admitidos em corretivos de acidez, de alcalinidade, de sodicidade e para silicato de cálcio, silicato de magnésio, carbonato de cálcio e magnésio e escória silicatada.

| Elemento Potencialmente Tóxico | Valor máximo admitido (mg/kg) |
|--------------------------------|-------------------------------|
| Cádmio (Cd) | 20 |
| Chumbo (Pb) | 1000 |

Fonte: Adaptado de Secretaria de Defesa Agropecuária, IN nº 27 (2006).

Tabela 28 - Limites máximos de contaminantes admitidos em substrato para plantas de origem natural, fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo.

| Contaminante | | Valor máximo admitido |
|--|---------------------------------|---------------------------------|
| Arsênio (mg/kg) | | 20 |
| Cádmio (mg/kg) | | 3 |
| Chumbo (mg/kg) | | 150 |
| Cromo hexavalente (mg/kg) | | 2 |
| Mercúrio (mg/kg) | | 1 |
| Níquel (mg/kg) | | 70 |
| Selênio (mg/kg) | | 80 |
| Coliformes termotolerantes (NMP/g de massa seca) | | 1000 |
| Ovos viáveis de helmintos (nº em 4g ST) | | 1 |
| <i>Salmonella sp</i> | | Ausência em 10g de matéria seca |
| Materiais inertes | Vidros, plásticos, metais > 2mm | 0,5% na massa seca |
| | Pedras > 5mm | 5,0% na massa seca |

Fonte: Adaptado de Secretaria de Defesa Agropecuária, IN nº 7 (2016).

5.2.4.2 Aplicações de compostos ou biocarvão produzidos a partir de RSU

Este capítulo visa revisar algumas experiências relativas a aplicações dos compostos orgânicos produzido por processo aeróbio ou anaeróbio. Conforme DEFRA (2010), na Inglaterra o composto produzido a partir dos RSU não pode ser aplicado no mercado agrícola, sob regras das agências ambientais. Entretanto, este pode ser vendido ou fornecido em projetos de restauração ou reabilitação de áreas contaminadas.

Já diante da experiência Canadense, conforme GOVERNMENT OF CANADA (2013) os benefícios do uso do composto são listados como: melhorar a qualidade e produtividade de solos, evitar a perda do horizontal superficial de solos, controlar a erosão, eliminar organismos causadores de doenças no solo, potencial de degradar contaminantes à base de petróleo e, ainda, reduzir a biodisponibilidade de elementos potencialmente tóxicos. As aplicações listadas, no entanto, estão condicionadas a qualidade final do composto, por exemplo, estar estável, maduro e livre de patógenos.

Por outro lado, de acordo com Kreith e Tchobanoglous (2012), o uso eficaz deste material é assegurado quando existe sinergia entre a aplicação e a qualidade do composto. Como exemplo, um composto de baixa qualidade poderia ser adequado em recuperação de escavações

(jazidas de minérios) ou em florestas que sofreram desmatamento. Por outro lado, para hortas residenciais, deve-se utilizar um composto de alta de qualidade. A tabela 17, extraída de Kreith e Tchobanoglous (2012) *apud* CalRecovery Inc. (1990), estabelece os princípios para enquadramento dos compostos, conforme a qualidade, em grau A (não há limites de aplicação) e B (não é permitido o uso na cadeia alimentar, sendo aplicado para orquidários, plantas ornamentais e paisagismo). Existe ainda um terceiro grau, sendo este de aplicação ainda mais restrita.

Tabela 29 - Classificação da Califórnia para aplicação de compostos.

| | Unidade | Grau A | Grau B |
|--------------------------------|-------------------|-----------|-----------|
| Parâmetro | | | |
| Densidade Aparente | Kg/m ³ | 356 – 475 | 238 - 594 |
| Troca catiônica | Meq/100 g | >100 | >100 |
| Corpo Estranho | Máximo % | 2 | 2 |
| Umidade | % | 40-60 | 30-70 |
| Odor | | terra | mínimo |
| Matéria Orgânica | Mínimo % | 50 | 40 |
| pH | | 5,5 – 6,5 | 5-8 |
| Tamanho das partículas | Polegadas | < 1/2 | < 7/8 |
| Capacidade de retenção de água | Mínimo % | 150 | 100 |
| Taxa C/N | Máximo | 15 | 20 |
| Nitrogênio | Mínimo % | 1 | 0,5 |
| Condutividade (sais solúveis) | Mmhos/cm | <2 | <3 |
| Sementes de germinação | Mínimo % | 95 | 90 |
| Sementes de ervas Daninhas | | Nenhuma | Nenhuma |

Fonte: Adaptado de Kreith e Tchobanoglous (2012) *apud* CalRecovery Inc. (1990).

Resumidamente, as principais aplicações para os compostos são agricultura, controle de erosões e sedimentação, paisagismo, fabricação de substrato de solo, viveiros de plantas e recuperação de áreas degradadas.

Em gestão de áreas contaminadas, sabe-se que o composto pode ser utilizado de diversas formas: encerramentos de aterros sanitários, pedreiras ou cavas de mineração, campos de petróleo e outros *brownfields*. São produtos que podem melhorar as características físicas, químicas e biológicas de solos colapsados (isto é, que perdem o ciclo carbono nitrogênio). Conforme, GOVERNMENT OF CANADA (2013), essas aplicações de compostos providenciam métodos biológicos para degradação de contaminantes à base de petróleo e reduzir a biodisponibilidade de metais potencialmente tóxicos, portanto, permitindo aplicação também em *Brownfields*. Os compostos orgânicos podem ser integrados em sistemas de coberturas de aterros sanitários, promovendo um tratamento passivo das emissões gasosas que derivam do processo de decomposição no interior do maciço. Essas aplicações, frequentemente, são viáveis economicamente, permitindo o tratamento do solo no local (*in situ*), ao invés da remoção, tratamento externo (*ex situ*) e substituição de grandes volumes com solos importados.

Muitas vezes, quando especificados em um Plano de Recuperação de Área Degradada (PRAD), os compostos orgânicos fazem parte do emprego tecnológico da técnica de biorremediação. Farell e Jones (2009) analisaram o emprego de compostos orgânicos, derivados de resíduos urbanos na remoção de elementos potencialmente tóxicos (As, Cu, Pb e Zn) encontrados em sítio contaminado. Esses autores concluíram que, no geral, a toxicidade diminuiu com a aplicação do composto e que os mesmos são adequados para revegetação em locais contaminados. Os autores ressaltam ainda que, no dimensionamento da aplicação, deve-se atentar para um pH final que permita o crescimento adequada das plantas.

Prieto (2019), também discursou acerca da aplicação de compostos orgânicos na remediação de áreas contaminadas por elementos potencialmente tóxicos no Brasil, concluindo que a utilização favorece a remoção destes elementos.

Conforme Massukado (2008), que analisou a qualidade de composto proveniente de resíduos sólidos (previamente separados na origem), concluiu que o composto gerado atende à maioria dos limites estabelecidos pela legislação brasileira, com relação aos elementos potencialmente tóxicos e presença de organismos patogênicos. Porém o autor, constatou toxicidade do mesmo, com taxas de mortalidade significativas, em minhocas da espécie *Eisenia andrei*, a partir da concentração de 16% do composto em solo artificial tropical, o que significa uma dose de 60 ton/ha (toneladas por hectare). Massukado (2008) atribui os resultados negativos referentes ao ensaio de toxicidade à alta condutividade elétrica do composto, uma vez que as concentrações de elementos potencialmente tóxicos estiveram muito abaixo dos limites estabelecidos pela legislação.

Também com relação a questão da toxicidade dos compostos, Bonnin et al. (1996) trazem a relação entre elementos potencialmente tóxicos e efeitos sobre a saúde humana. Em síntese o Cd provoca desordem gastrointestinal grave, bronquite, enfisema, anemia e cálculo renal. O Pb provoca cansaço, ligeiros transtornos abdominais, irritabilidade e anemia. O Cr, por sua vez, em doses baixas causa irritação nas mucosas gastrointestinais, úlcera e inflamação da pele. Em doses altas o Cr causa doenças no fígado e rins, podendo culminar em morte. Já o Hg causa transtornos neurológicos e renais, altera o metabolismo do colesterol, causa efeitos tóxicos nas glândulas sexuais e pode provocar mutações. Traços destes elementos podem ser encontrados nos resíduos sólidos urbanos, na ocorrência de misturas, contaminações e descartes irregulares de resíduos industriais perigosos.

Barros et al. (1995) comentaram sobre a relação entre compostos orgânicos tóxicos e seus efeitos adversos na saúde humana. Os compostos Aldrin e Dieldrin, por exemplo, podem afetar o sistema nervoso central, sendo fatais em altas doses. O benzeno pode ocasionar depressão no sistema nervoso central. A exposição ao PCB provoca dores de cabeça e vômito, podendo ser cancerígeno.

É importante que as aplicações tanto de compostos simples como também do biocarvão, proveniente da fração orgânica dos RSU, sejam acompanhadas de estudos detalhados elaborados por profissionais de diferentes áreas do conhecimento, tanto antes como após aplicação. A norma elaborada por CETESB (2016) (tabela 30), pode vir a nortear aplicações destes materiais, tanto agrícolas como em recuperação de áreas degradadas.

Tabela 30 - Valores orientadores de qualidade para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo.

| Substância | Solo (mg kg ⁻¹ peso seco) | | | | |
|--|--|-------------------------|---------------------------|-------------|------------|
| | Valor de Referência de Qualidade (VRQ) | Valor de Prevenção (VP) | Valor de Intervenção (VI) | | |
| | | | Agrícola | Residencial | Industrial |
| Inorgânicos | | | | | |
| Antimônio | < 0,5 | 2 | 5 | 10 | 25 |
| Arsênio | 3,5 | 15 | 35 | 55 | 150 |
| Bário | 75 | 120 | 500 | 1300 | 7300 |
| Boro | - | - | - | - | - |
| Cádmio | <0,5 | 1,3 | 3,6 | 14 | 160 |
| Chumbo | 17 | 72 | 150 | 240 | 4400 |
| Cobalto | 13 | 25 | 35 | 65 | 90 |
| Cobre | 35 | 60 | 760 | 2100 | 10000 |
| Crômio total | 40 | 75 | 150 | 300 | 400 |
| Crômio hexavalente | -1 | - | 0,4 | 3,2 | 10 |
| Mercurio | 0,05 | 0,5 | 1,2 | 0,9 | 7 |
| Molibdênio | <4 | 5 | 11 | 29 | 180 |
| Níquel | 13 | 30 | 190 | 480 | 3800 |
| Nitrato (como N) | - | - | - | - | - |
| Prata | 0,25 | 2 | 25 | 50 | 100 |
| Selênio | 0,25 | 1,2 | 24 | 81 | 640 |
| Zinco | 60 | 86 | 1900 | 7000 | 10000 |
| Hidrocarbonetos Aromáticos Voláteis | | | | | |
| Benzenos | - | 0,002 | 0,02 | 0,08 | 0,2 |

| | | | | | |
|---|---|------|------|------|-------|
| Estireno | - | 0,5 | 50 | 60 | 480 |
| Etilbenzeno | - | 0,03 | 0,2 | 0,6 | 1,4 |
| Tolueno | - | 0,9 | 5,6 | 14 | 80 |
| Xilenos | - | 0,03 | 12 | 3,2 | 19 |
| Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos | | | | | |
| Antraceno | - | 0,3 | 2300 | 4600 | 10000 |
| Benzo(a)antraceno | - | 0,2 | 1,6 | 7 | 22 |
| Benzo(b)fluoranteno | - | 0,7 | 2 | 7,2 | 25 |
| Benzo(k)fluoranteno | - | 0,8 | 27 | 75 | 240 |

Tabela 30 - Valores orientadores de qualidade para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo. (Continuação)

| | | | | | |
|--|---|--------|-------|------|------|
| Benzo(g,h,i)perileno | - | 0,5 | - | - | - |
| Benzo(a)pireno | - | 0,1 | 0,2 | 0,8 | 2,7 |
| Criseno | - | 1,6 | 95 | 600 | 1600 |
| Dibenzo(a,h)antraceno | - | 0,2 | 0,3 | 0,8 | 2,9 |
| Fenantreno | - | 3,6 | 15 | 40 | 95 |
| Indeno(1,2,3-c,d)pireno | - | 0,4 | 3,4 | 8 | 30 |
| Naftaleno | - | 0,7 | 1,1 | 1,8 | 5,9 |
| Benzenos Clorados | | | | | |
| Clorobenzeno (Mono) | - | 0,3 | 1,6 | 1,3 | 8,3 |
| 1,2-Diclorobenzeno | - | 0,7 | 9,2 | 11 | 84 |
| 1,3-Diclorobenzeno | - | 0,4 | - | - | - |
| 1,4-Diclorobenzeno | - | 0,1 | 0,3 | 0,6 | 2,1 |
| 1,2,3-Triclorobenzeno | - | 0,01 | 0,4 | 1,1 | 6,1 |
| 1,2,4-Triclorobenzeno | - | 0,01 | 0,4 | 1 | 8,4 |
| 1,3,5-Triclorobenzeno | - | 0,5 | - | - | - |
| 1,2,3,4-Tetraclorobenzeno | - | 0,003 | - | - | - |
| 1,2,3,5-Tetraclorobenzeno | - | 0,006 | - | - | - |
| 1,2,4,5-Tetraclorobenzeno | - | 0,01 | 0,3 | 0,6 | 3,6 |
| Hexaclorobenzeno | - | 0,02 | 0,2 | 1,3 | 3,4 |
| Etanos Clorados | | | | | |
| 1,1-Dicloroetano | - | 0,02 | 0,1 | 0,6 | 1,7 |
| 1,2-Dicloroetano | - | 0,001 | 0,01 | 0,03 | 0,09 |
| 1,1,1-Tricloroetano | - | 0,2 | 140 | 120 | 690 |
| Etenos Clorados | | | | | |
| Cloreto de Vinila | - | 0,0002 | 0,001 | 0,01 | 0,03 |
| 1,1-Dicloroeteno | - | 0,04 | 2,8 | 3,8 | 22 |
| 1,2-Dicloroeteno-cis | - | 0,01 | 0,08 | 0,2 | 1,1 |
| 1,2-Dicloroeteno-trans | - | 0,03 | 0,7 | 1 | 5,4 |
| Tricloroeteno-TCE | - | 0,004 | 0,03 | 0,04 | 0,2 |
| Tetracloroeteno-PCE | - | 0,03 | 0,6 | 0,8 | 4,6 |
| Metanos Clorados | | | | | |
| Cloreto de Metileno (diclorometano) | - | 0,02 | 0,1 | 0,4 | 2,1 |
| Clorofórmio | - | 0,06 | 0,1 | 0,8 | 4,5 |
| Tetracloroeto de carbono | - | 0,004 | 0,03 | 0,1 | 0,4 |
| Fenóis Clorados | | | | | |

| | | | | | |
|-------------------------|---|------|------|-----|-----|
| 2-Clorofenol (o) | - | 0,06 | 0,6 | 1,7 | 9,4 |
| 2,4-Diclorofenol | - | 0,03 | 0,5 | 1,5 | 8,5 |
| 3,4 Diclorofenol | - | 0,05 | 1 | 3 | 6 |
| 2,4,5-Triclorofenol | - | 0,1 | 68 | 170 | 960 |
| 2,4,6-Triclorofenol | - | 0,1 | 0,6 | 1,6 | 9,6 |
| 2,3,4,5-Tetraclorofenol | - | 0,09 | 7 | 25 | 50 |
| 2,3,4,6-Tetraclorofenol | - | 0,01 | 34 | 85 | 480 |
| Pentaclorofenol (PCP) | - | 0,01 | 0,07 | 0,6 | 1,9 |
| Fenóis Não Clorados | | | | | |
| Cresóis totais | - | 0,2 | 14 | 33 | 190 |

Tabela 30 - Valores orientadores de qualidade para solo e água subterrânea no Estado de São Paulo. (Continuação)

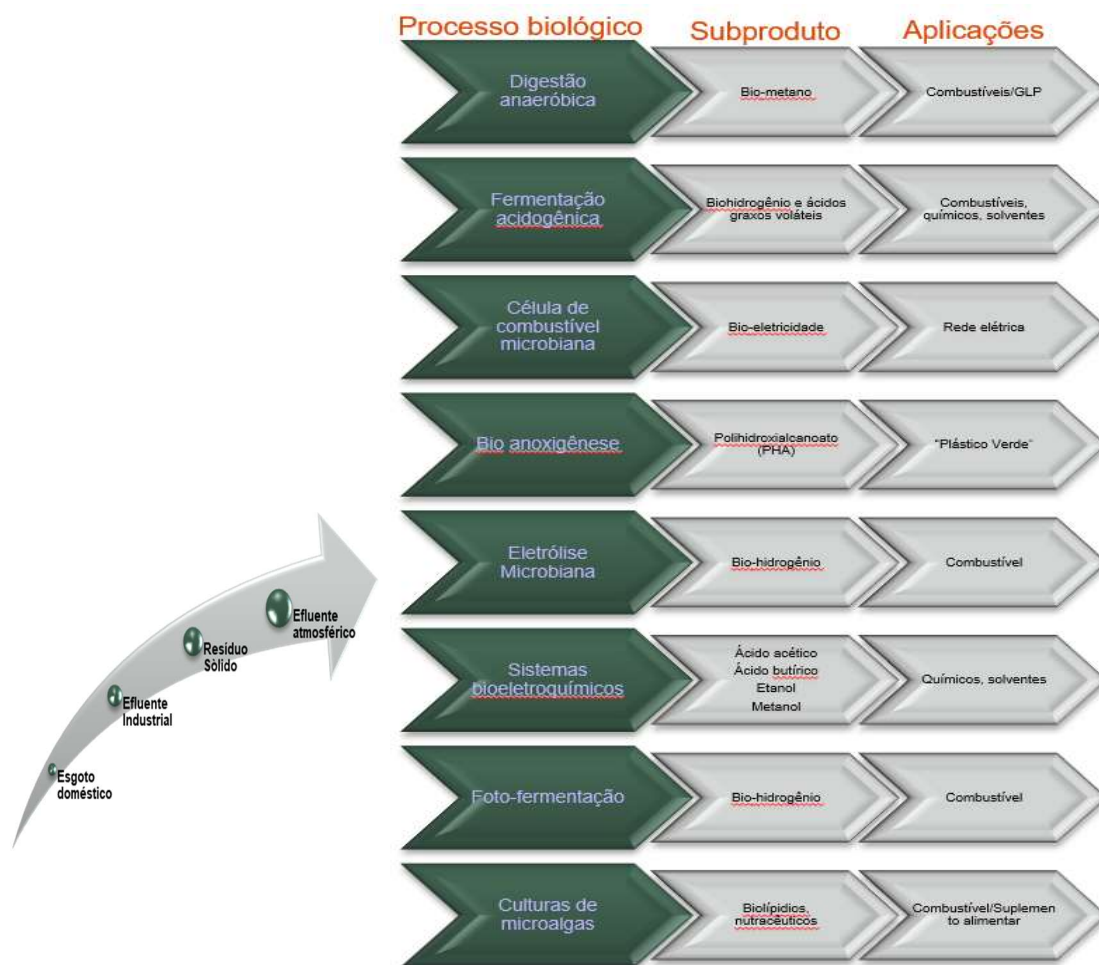
| | | | | | |
|------------------------------------|---|--------|-------|------|------|
| Cresol-p | - | 0,005 | - | - | - |
| Fenol | - | 0,2 | 24 | 65 | 370 |
| Ésteres Ftálicos | | | | | |
| Dietilexil ftalato (DEHP) | - | 1 | 36 | 250 | 730 |
| Dietil ftalato | - | 0,5 | 33 | 100 | 550 |
| Dimetil ftalato | - | 0,25 | 0,5 | 1,6 | 3 |
| Di-n-butil ftalato | - | 0,1 | 44 | 140 | 850 |
| Pesticidas | | | | | |
| Aldrin | - | 0,02 | 0,4 | 0,8 | 6 |
| Dieldrin | - | 0,01 | 0,3 | 0,8 | 5,9 |
| Endrin | - | 0,001 | 0,8 | 2,5 | 17 |
| Carbofuran | - | 0,0001 | 0,3 | 0,7 | 3,8 |
| Endossulfan | - | 0,7 | 4,7 | 12 | 66 |
| DDD | - | 0,02 | 1 | 7,5 | 23 |
| DDE | - | 0,01 | 1,2 | 8,5 | 25 |
| DDT | - | 0,01 | 5,5 | 22 | 82 |
| HCH alfa | - | 0,0003 | 0,002 | 0,02 | 0,04 |
| HCH beta | - | 0,001 | 0,01 | 0,06 | 0,2 |
| HCH – gama (Lindano) | - | 0,001 | 0,008 | 0,06 | 0,2 |
| Outros | | | | | |
| PCBs Indicadores | - | 0,0003 | 0,01 | 0,03 | 0,12 |
| TBT e seus compostos | - | 0,24 | 16 | 1,7 | 270 |
| Anilina | - | 0,023 | 0,15 | 0,7 | 3,2 |
| Dioxinas (PCDDs) e Furanos (PCDFs) | - | 2 | 7,5 | 37 | 140 |

Fonte: Adaptado de CETESB (2016).

5.2.5 Bio-refinaria de Resíduos Orgânicos

Uma forma de abordagem alternativa, ainda mais tecnológica, ambientalmente correta, mas, ainda imatura, é a chamada Bio-refinaria Integrada de Resíduos Orgânicos (Integrated Waste Biorefinary) (SURAMPALLI et al., 2018). Conceitualmente são projetos muito interessantes

Figura 4 - Processos de valorização de efluentes/resíduos orgânicos a partir do conceito de Bio-refinaria.



Fonte: Adaptado de Surampalli et al. (2018).

Na produção de Bioenergia, conforme Surampalli et al. (2018), o resíduo orgânico (agrícola) pode ser utilizado como fonte de energia e matéria-prima para produção de bioetanol, polpa e indústria de papel. A bioenergia pode ser produzida por restos de cultivo, excreções animais, humanas, restos de alimentos e a conversão em energia pode ser termoquímica, biológica ou através de um processo de digestão anaeróbia. Os processos termoquímicos incluem combustão direta, liquefação, gasificação, pirólise e torrefação. Esses processos aplicam calor sob condições de temperatura e níveis de oxigênio. O calor libera químicos voláteis da matéria orgânica. Estes, juntamente com os óleos, podem ser recapturados e utilizados como combustível novamente, chamado syngas. Os óleos pesados podem ser adicionalmente refinados e usados como combustíveis ou outros subprodutos. Os sólidos remanescentes se tornam uma cinza chamada "biochar", que tem grande potencial como corretivo de solo. O calor deixa o biocarvão livre dos patógenos, permanecendo um grande teor de fósforo e potássio. A produção de açúcares ou efluentes ricos em açúcar a partir de resíduos

orgânicos é uma área em potencial dentro da recuperação de recursos. A produção de biogás a partir da fração orgânica também é um assunto amplamente utilizado. Mas os autores ressaltam ainda o potencial adicional de sintetizar o “bio” hidrogênio. Atualmente ele é, em sua maioria, produzido a partir da queima de combustíveis fósseis, tendo impacto negativo na cadeia e nos esforços das nações contra as mudanças climáticas. Ainda, junto com a síntese do biohidrogênio, a fermentação acidogênica também pode, como produto da decomposição dos ácidos graxos voláteis, produzir os ácidos carboxílicos de cadeia curta, como o ácido acético.

De acordo com Surampalli et al. (2018), muitos microorganismos oleosos pertencentes às leveduras, fungos, bactérias e microalgas são amplamente estudados para produção de biodiesel. Também a partir dos biolípidos podem produzir óleo microbiano. Diante disso, diferentes resíduos orgânicos (palha de arroz, esgoto doméstico e lodo) têm sido alvos de estudos para produção de biodiesel, biofertilizante, ração animal, biohidrogênio e biometano.

Também existe o potencial de fabricação dos biopolímeros (PHA) que tem grande semelhança e capacidade futura de substituição dos plásticos convencionais. Esta substituição pode ser uma solução conjunta nas práticas de gerenciamento de resíduos, juntamente com a síntese simultânea de produtos de base biológica. Os estudos de Surampalli et al. (2018), traz também o conceito de células de combustível microbiana (MFC) que é uma tecnologia verde capaz de produzir bioenergia. Nos MFCs, as bactérias eletroativas decompõem os vários substratos de resíduos orgânicos, convertendo energia química em elétrica. Eles trazem também que a produção de biosolventes a partir das frações orgânicas de resíduos vem ganhando interesse nos últimos anos. São eles, biometanol, bioetanol, biopropanol, biohexanol, entre outros. Estes podem vir a substituir a dependência de combustíveis fósseis tradicionais. Os biosolventes podem ser produzidos como subprodutos da fermentação, utilizando clostrídeos anaeróbicos ou algas como inóculo. Porém, assim como as demais aplicações, o alto custo é considerado nos processos de biotecnologia.

O biobutanol é de particular interesse devido à sua capacidade de substituir diretamente o diesel. Suas vantagens incluem a não toxicidade, compatibilidade com motores diesel em padrão já no mercado e mais seguro de transportar que o derivado do petróleo (SURAMPALLI et al., 2018).

5.3 A valorização das frações orgânicas (biomassa) no contexto da economia circular

A Economia circular é um conceito que relaciona crescimento econômico com usos sustentáveis dos recursos naturais. Dentro deste conceito, se desenvolvem novos modelos de negócios e da otimização de processos de fabricação, dando prioridade aos insumos recicláveis e renováveis, em detrimento do uso da matéria-prima virgem.

Os benefícios de diversificar o tratamento da fração orgânica (biomassa) dos resíduos são de amplitude social, ambiental e econômica. De acordo com GOVERNMENT OF CANADA (2013), estas estratégias ajudam a reduzir a quantidade de gases de efeito estufa (GEE), protegendo a saúde humana e degradação dos ecossistemas naturais. Também permite o prolongamento da vida útil dos Aterros Sanitários, preservando o solo e reservando o espaço finito apenas para rejeitos ou outros resíduos que não são passíveis de valoração. Este reaproveitamento também reduz a quantidade de lixiviado e odores gerados nos Aterros Sanitários, diminuindo os impactos sociais negativos para comunidades do entorno.

A implantação de unidades de valorização de resíduos orgânicos, através da geração de energia e/ou compostagem, traz benefícios para as comunidades. Quanto mais próximas das fontes de geração, menor é a necessidade de transporte, reduzindo emissões de GEE. A separação na fonte, conversão e reintrodução de orgânicos no sistema de ciclo do carbono também se fundamenta na hierarquia 3R (reduzir, reutilizar e reciclar). Ainda, a distribuição/venda de compostos para usos residenciais, comerciais, agrícolas e industriais promove resultados positivos para o ciclo orgânico. Ainda, criam uma cadeia de empregos e renda nas fases de construção e operação, dentro dos setores de operação, marketing, pesquisa e educação. Não obstante, os processos de pré-tratamento da matéria orgânica acabam por segregar também a fração reciclável, tendo também impacto positivo da cadeia de reciclagem convencional dos resíduos inorgânicos.

Trata-se de avanços de uma economia baseada no meio ambiente. Conforme GOVERNMENT OF CANADA (2013), à primeira vista, a coleta e o processamento da fração orgânica de RSU, levam a custos adicionais como: custo de implantação, reengenharia de programas de coleta, divulgação em massa para promover o envolvimento da comunidade, programas e estratégia para engajamento da sociedade, pesquisa e educação ambiental. No entanto, ressalta a publicação, esses custos complementares dependem do contexto de análise específico: ao conduzir uma análise do ciclo de vida de um programa de coleta orgânica, os benefícios ambientais e sociais devem ser considerados como a vida útil prolongada do Aterro

Sanitário, redução das emissões de GEE e poluentes atmosféricos, produção de combustíveis renováveis, maior geração de empregos diretos e indiretos, economia de energia e custos com substituição de fertilizantes tradicionais, receitas da energia produzida, e reduções de custos no tratamento de lixiviados.

Surampalli et al. (2018), comentam que ainda é possível desenvolver uma abordagem integrada, onde os resíduos provenientes de uma indústria se tornam insumos ou matéria-prima para outra, desenvolvendo os princípios da economia circular, com menos impacto ambiental, geração máxima de bioenergia e demais subprodutos.

Vázquez e Soto (2017) analisaram a eficácia de programas de compostagem doméstica. Foram analisadas 880 unidades de compostagem caseira, de todos os tipos de resíduos orgânicos domésticos, incluindo restos de carne e peixe. Os estudos indicaram uma eficiência média de 77%, em termos de redução dos resíduos sólidos urbanos orgânicos coletados. Também foram analisadas 90 composteiras em termos de qualidade do produto. Os autores concluem que a compostagem doméstica é uma prática sustentável, ajudando as famílias a reduzir a geração de resíduos sólidos urbanos e, ao mesmo tempo, garantir um fertilizante de excelente qualidade para jardins e hortas.

Apurações de Kali'nska, Lelici'nska-Serafin e Manczarski (2020) constataram ligação entre coleta individualizada de resíduos orgânicos e necessidades da economia circular como aumento das taxas de reciclagem e utilização de biogás como recurso renovável. Entre outras coisas, os acadêmicos concluíram que se a taxa de coleta orgânica aumentar, a geração de energia a partir do biogás (dentro do método de tratamento estabelecido no estudo) aumenta consideravelmente.

Conforme Guerrero, Maas e Hogland (2012) a gestão de resíduos envolve vários "Stakeholders", com diferentes interesses. Um sistema efetivo de gerenciamento não é baseado apenas em soluções tecnológicas, mas, sim em aspectos ambientais, sócio culturais, legais, institucionais e também econômicos.

Os serviços de gerenciamento urbano de resíduos são custos e, geralmente, estas despesas não geram receitas. São necessários recursos para treinamentos, equipamentos, infraestrutura e correta manutenção e operação. O apoio dos governos estaduais e federais, o interesse das lideranças locais, participação da sociedade e uma correta administração dos recursos são vitais para a sustentabilidade do tratamento da fração orgânica. Também é fundamental a criação de

canais de comunicação entre os municípios próximos, auxiliando na adoção de políticas públicas regionalizadas, inseridas dentro de sua capacidade econômica para arcar com os serviços. A comunidade acadêmica e os centros de pesquisa também têm papel chave na formação e preparação de profissionais e técnicos para atuarem nesta gestão. A percepção das sociedades em relação aos resíduos está paulatinamente em mudança e, num cenário futuro, o desperdício deverá ser reconhecido como riqueza.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através da revisão bibliográfica foi possível constatar que a problemática envolvendo a disposição final da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é de alcance global. A situação, no decorrer das décadas, tem caminhado no sentido do agravamento. Além do crescimento populacional no mundo, a taxa de geração diária por pessoa também cresce exponencialmente e, em breve, poderá dobrar.

Verificou-se também que o problema da geração afeta todos os países, independentemente do nível de desenvolvimento econômico. Porém, nos países em desenvolvimento a geração cresce em um ritmo maior. Com relação à segregação prévia observou-se níveis mais elevados nos países desenvolvidos, devido a educação ambiental da população e dos programas de estímulo.

A reciclagem da matéria orgânica alicerça o correto ciclo do carbono, de grande relevância ambiental. Existem várias técnicas para tratamento da fração orgânica, podendo transformar a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em subprodutos aplicáveis na agricultura, horticultura, paisagismo, controle de erosões, recuperação de sítios degradados como lixões e cavas de mineração. Não obstante, os mecanismos de recuperação energética a partir de resíduos orgânicos são capazes de substituir os combustíveis fósseis, reduzindo novas emissões de gases de efeito estufa.

Com relação ao método de tratamento por compostagem foi possível constatar que nos países de baixa renda, a compostagem raramente acontece de maneira padronizada. Nos países de renda média, apesar do alto teor de matéria orgânica, os resíduos sólidos urbanos tendem a misturados em demasia, dificultando a posterior segregação na unidade de tratamento. Devido a isto, grandes plantas destinadas a produção de compostos falharam devido as contaminações e altos custos operacionais. Apesar disso, nos países de renda média os projetos em pequena escala, a nível comunitário, tiveram grande sucesso. Nos países de alta renda a compostagem é popular a nível domiciliar e também em grandes plantas de tratamento associadas à biodigestão. Apesar do baixo teor de matéria orgânica contida nos resíduos sólidos urbanos, o processo é muito mais eficiente, devido à melhor segregação prévia dos resíduos, por parte da população, dos programas de estímulo e coleta diferenciada.

No caso dos tratamentos térmicos (incineração, pirólise, gaseificação ou plasma) foi observado que não são comuns em países de baixa renda, devido às altas exigências técnicas,

operacionais e custos. Além disso, os resíduos sólidos urbanos possuem alto teor de umidade e grandes quantidades de inertes misturados, dificultando a combustão. Nos países de renda média as plantas de tratamento térmico existem, porém, a maioria vem enfrentando problemas financeiros e técnicos. Também nestes casos os sistemas de controle de emissões geralmente já estão ultrapassados. Nos países de alta renda, contudo, os sistemas de tratamento térmico prevalecem devido aos altos custos de aquisição de terra e imóveis. Ainda, nestes casos, os sistemas de controle de emissões são avançados e também ocorre uma maior taxa de recuperação da energia gerada.

O aterramento da fração orgânica nos países de baixa renda geralmente acontece a céu aberto, sem qualquer controle em relação à proteção do solo, água subterrânea e demais recursos hídricos. Nos países de renda média prevalecem os aterros controlados e aterros sanitários preponderam. Nos países de alta renda, o aterramento da fração orgânica é através de aterros sanitários com multicamadas de proteção, sistemas de detecção de vazamentos, sistemas de coleta e tratamento de gás e efluentes líquidos. Nestes países a licença ambiental para implantação de novas unidades é muito mais difícil de ser obtida.

Com relação a proporção relativa do custo entre os serviços de coleta, transporte e disposição final, foi possível observar que nos países de baixa renda os custos da operação de coleta e transporte podem representar até 90% do custo total do gerenciamento dos resíduos orgânicos, sendo apenas uma pequena parcela dos resíduos tratada corretamente. Nos países de renda média, os custos de coleta e transporte costumam representar de 50 a 80% do serviço total. Nos países de alta renda, os custos de coleta e transporte costumam representar menos de 10% do custo total do gerenciamento do resíduo. Isto quer dizer que a grande parcela do custo se encontra no tratamento, devido ao maior engajamento e conscientização da população, que requer tratamento adequado e serviços adicionais como reciclagem e compostagem.

O conceito da biorefinaria que atua sob um processo integrado, onde os resíduos de uma indústria se tornam insumos para outra, ainda se encontra em desenvolvimento embrionário.

No Brasil, a técnica do aterramento desponta como a mais utilizada, sendo empregado o aterro sanitário em mais da metade dos casos. Em um país de base agrária, as alternativas de compostagem convencional, ou, ainda pirólise com produção de biocarvão, se tornam atrativas devido a possibilidade de utilização da fração orgânica como adubo orgânico e corretivo de solo. Alguns entraves surgem como a falta de recursos econômicos, vasta gama de compostos orgânicos disponíveis de outras fontes (vinhaça, lodo de ETE, esterco, entre outros) e a

dificuldade de atingir os parâmetros legais em sua plenitude, durante o processo. Estas questões exigem cautela na difusão e consolidação destas técnicas.

Também a revisão bibliográfica apontou que os subprodutos da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos possuem grande potencial em aplicações envolvendo remediação de sítios contaminados existentes no país. No entanto, estas aplicações tanto de compostos simples como também do biocarvão devem ser precedidos de estudos elaborados por profissionais adequados. As normativas da União e da Cetesb podem vir a nortear aplicações tanto agrícolas como de recuperação de áreas degradadas.

Aparentemente, a coleta e tratamento específicos para a fração orgânica de RSU leva a custos adicionais de implantação, reengenharia, divulgação, pesquisa e educação ambiental. Porém existem ganhos indiretos como prolongamento da vida útil do aterro sanitário, cujo espaço é finito, economia de energia, maior geração de empregos diretos/indiretos, substituição de fertilizantes tradicionais, receitas de energia e redução de emissões de gases de efeito estufa.

De uma maneira geral os serviços de gerenciamento urbano de resíduos são custosos e não geram receitas acessórias suficientes para o seu auto sustento. São necessários recursos para treinamentos, equipamentos e infraestrutura sendo, portanto, vital o apoio do governo e da sociedade para uma correta gestão.

Conclui-se por fim que a efetividade do gerenciamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos não é baseada apenas em soluções tecnológicas e recursos financeiros, mas também em aspectos ambientais, culturais, legais e institucionais.

7. RECOMENDAÇÕES

Diante do que foi analisado nesta revisão bibliográfica, algumas recomendações poderiam melhorar a gestão da fração orgânica no Brasil como:

- 1) Projetar objetos com maior durabilidade, reutilizáveis e menos obsoletos;
- 2) Implementar plantas de separação e reciclagem, com auxílio de catadores e processos mecânicos;
- 3) Instituir programas específicos para promover mais segregação prévia dos resíduos sólidos urbanos e coleta específica da fração orgânica;
- 4) Aumentar o preço da disposição final em aterro sanitário, de forma a incentivar o emprego de outras alternativas;
- 5) Engajar a comunidade em programas de compostagem domiciliar e estratégias de economia circular;
- 6) Aumentar os investimentos em infraestrutura, de modo a eliminar desperdícios de alimento e, conseqüentemente, geração de matéria orgânica a ser disposta;
- 7) Criar um fundo internacional de cooperação entre os países, com intercâmbio de conhecimento técnico, profissionais e tecnologias;
- 8) Avaliar a possibilidade de regionalização dos serviços.

Recomenda-se também a continuidade e aprofundamento de estudos, com relação ao emprego dos subprodutos na gestão de áreas contaminadas, podendo este ser um caminho para remediação dos lixões e demais áreas degradadas nos centros urbanos. A comunidade acadêmica e os centros de pesquisa também têm papel chave na formação e preparação de profissionais e técnicos para atuarem nesta gestão.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020. **ABRELPE**. 51p. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, Norma Brasileira 10.004 ABNT NBR 10.004. **Resíduos Sólidos – Classificação**. 2. Ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 77p.

BARROS, R.T; et al. Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para Municípios – volume 2 Saneamento. **Escola de Engenharia da UFMG**. Belo Horizonte. 221p. 1995.

BONNIN, C. Présentation des guides de bonne pratique pour la production et l'utilisation des boues. **Travaux du CEN/TC, 308**. Paris. 36 p. 1996.

BRASIL (País). Instrução Normativa nº 61, de 08 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**: Seção 1: E. 134, p. 5, 15 jul. 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/instrucao-normativa-n-61-de-8-de-julho-de-2020-266802148>. Acesso em: 27 jan. 2022.

BRASIL (País). Instrução Normativa SDA nº 27, de 05 de junho de 2006. Dispõe sobre os fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, que para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. **Diário Oficial da União**: Seção 1: nº 110, p. 5-16, 09 jun. 2006. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006-alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2022.

BRASIL (País). Instrução Normativa SDA nº 7, de 12 de abril de 2016. Dispõe sobre os fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, que para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos IV e V desta Instrução Normativa no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. **Diário Oficial da União**: Seção 1: nº 82, p. 9, 02 mai. 2016. Disponível em: <https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=02/05/2016&jornal=1&pagina=9&totalArquivos=112>. Acesso em: 27 jan. 2022.

BYUN, R; NAMKUNG, W; CHO, M; CHUNG, J.W; KIM, Y.S; LEE,J.H; LEE, C.R; HWANG, S.M. Demonstration of Thermal Plasma Gasification/Vitrification for Municipal Solid Waste Treatment. **Enviroment Sciences Technologies**. p. 6680-6684. 2010.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea no Estado de São Paulo. Anexo Único da Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, de 22 de novembro de 2016. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**: Caderno Executivo I. Seção I: nº 126 (219), p. 55-56, 24 nov. 2016. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/wp-content/uploads/sites/13/2013/11/tabela_vos_2016_site.pdf. Acesso em: 27 jan. 2022.

CÁRDENAS-AGUIAR, E.; GASCÓ, G.; PAZ-FERREIRO, J.; MÉNDEZ, A. The effect of biochar and compost from urban organic waste on plant biomass and properties of na artificially copper polluted soil. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v. 124. p. 223-232. 2017. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.05.014>.

COOPER, JM; BUTLER, G; LEIFERT. C. Life cycle analysis of greenhouse gas emissions from organic and conventional food production systems, with and without bio-energy options. **Wageningen Journal of Life Sciences**. V 58, p. 185-192. 2011. Doi: 10.1016/j.envit.2008.07.004.

CHANEY, R.L. The Establishment of Guidelines and Monitoring System for Disposal of Sewage Sludge to Land. **International Symposium on Land Application of Sewage Sludge**. Tóquio.1982.

DAVID BORDER COMPOSTING CONSULTANCY, Process and Plant for Waste Composting and other Aerobic Treatment. **Environment Agency. Government of UK**. p. 1-204. 2002.

DOMINGO, JOSÉ L; NADAL, MARTÍ. Domestic Waste Composting facilities: a review of human health risk. **Laboratory of Toxicology and Environment Health, School of Medicine**. p. 382-388. 2008. Doi:10.1016/j.envint.2008.07.004.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Towards the circular economy. Economic and business rationale for an accelerated transition. 96p. 2013.

FOWLES, MARK; MOHABUTH, NUSH; STARNAWSKA, AGNES; WEBB, ALISON; WHITELEY, JONATHAN; BORDER, DAVID. Dafra New Technologies Demonstrator Programme Demonstration of a double-ended in-vessel composting system. **Departament of**

Environment, Food & Rural Affairs. Government Of England. p. 15-27. 2010. Doi 10.1007/s10661-011-2205-5.

FERNANDES, F; PEREIRA DA SILVA, S.M.C. Manual Prático para a Compostagem de Biossólidos. PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, **Universidade Estadual de Londrina**. Londrina. 91p. 1996.

GOLUEKE, C.G. Epidemiological Aspects of Sewage Sludge Handling and Management. **International Symposium on Land Application of Sewage Sludge**. Tóquio.1982.

GOVERNMENT OF CANADA. Technical Document on Municipal Solid Waste Organics Processing. **Environment Canada**. p. 15-27. 2013. Doi 10.1007/s10661-011-2205-5.

GUERREIRO, LILLIANA ABARCA; MAAS, GER; HOGLAND, WILLIAM. Solid Waste Management Challenges for cities in developing countries. **Built Environment Department. Eindhoven University of Technology**. p. 220-232. 2012. Doi <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.008>.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management. *Urban Development Series*. World Bank, Washington, DC. 98p. 2012.

JAYAWARDHANA, YOHAN; MAYAKADUWA, SS; KUMARATHILAKA, PRASANNA; GAMAGE, SEWWANDI; VITHANAGE, METHTHIKA. Municipal solid waste-derived biochar for the removal of benzene from landfill leachate. **Environment Geochemical Health**. 41. P. 1739-1753. 2019. Doi: 10.1007/s10653-017-9973-y.

KAUDAL, B. B.; WEATHERLEY, A. Agronomic effectiveness of urban biochar aged through co-composting with food waste. **Waste Management**. v. 77, p. 87-97. 2018. Doi: 10.1016/j.wasman.2018.04.042.

LEAL FILHO, W.; BRANDLI, L.; MOORA, H.; KRUOPIENÉ, J.; STENMARCK, A. Benchmarking approaches and methods in the field of urban waste management. **Journal of Cleaner Production**. v. 112 (5), p. 4377-4386. 2016. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.065>.

LEHMANN, J; RILLING, MC; THIES, J; MASIELLO, CA; HOCKADAY, WC; CROWLEY, D. Biochar effects on soil biota – a review. **Soil Biol Biochem** **43**. p. 1812-1836. 2011. Doi: 10.1016/j.soilbio.2011.04.022.

LIU, GUOTAO; XIE, MENGPEI; ZHANG, SHANGYI. Effects of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) – based biochar on organic carbon mineralization in a dry land soil. **J Mater Cycles Waste manag.** 19. p. 473-482. 2017. Doi: 10.1007/s10163-015-0447-y.

MASSUKADO, L.M. Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Paulo. **Universidade de São Paulo**. São Carlos, 182p. 2008.

MÉNDEZ, A; GÓMEZB, A; PAZ-FERREIROB, J; GASCÓ, G. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. **Chemosphere**. p. 1354-1359. 2012. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.05.092.

MENNEAR, J.H. Cadmium Toxicity. **Marcel Dekker, New York**. 224 p. 1978.

OLESZCZUK, PATRYK; JO'SKO, IZABELA; KU'SMIERZ, MARCIN. Biochar properties regarding to contaminants content and ecotoxicological assessment. **Journal of Hazardous Materials**. 260, p 375-385. 2013. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2013.05.044.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, Programa das Nações Unidas para o Ambiente. ISBN No 978-92-807-3868-1. **Food Waste Index Report 2011**. Nairobi: ONU, 2021. 100p.

PELLERA, FRANTESKA-MARIA; REGKOUZAS, PANAGIOTIS; MANOLIKAKI, IOANNA; DIAMADOPOULOS, EVAN. Biochar production from waste biomass: characterization and evaluation for agronomic and environmental applications. **School of Environmental Engineering, Technical University of Crete**. p. 1-15. 2021. Doi: 10.31025/2611-4135/2021.15146.

PRIETO, PAOLA. Aprovechamiento de Residuos Sólidos Orgánicos Mediante la Técnica del Compostaje para su Utilización en Áreas Degradadas. 2019. Trabalho de conclusão de curso (Especialização em Impactos Ambientais nas Obras de Infraestrutura. Escola de Engenharia de São Carlos, **Universidade de São Paulo**. São Carlos, 2019.

RANDOLPH, P; BANSODE, RR; HASSAN, O.A.; REHRAH, DJ; RAVELLA, R; REDDY, M.R; WATTS, D.W; NOVAK, J.M; AHMEDNA, M. Effects of biochars produced from solid organic municipal waste on soil quality parameters. **Journal of Environmental Management**. 192, p. – 271-280. 2017. Doi: 10.1016/j.jenvman.2017.01.061.

RAMOS, ANA; TEXEIRA, CARLOS; ROUBOA, ABEL. Environmental Assessment of Municipal Solid Waste by two-stage Plasma Gasification. **University of Porto**. p. 1-16. 2018. Doi: 10.3390/en12010137.

ROLEWICZ-KALI'NSKA, ANNA; LELICI'NSKA-SERAFIN, KRYSTYNA; MANCZARSKI, PIOTR. The Circular Economy and Organic Fraction of Municipal Solid Waste Recycling Strategies. **Energies** 2020. V 13, 4366. p. 1-19. 2020. Doi: 10.3390/en13174366.

SAMANIEGO, J. J.; MURCIA, M. D. P.; BUSTAMANTE, M. A.; ESPINOSA, A. P.; PAREDES, C.; LÓPEZ, M.; LLUCH, D. B. L.; TERÁN, I. G.; MORAL, R. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: Suitability of the obtained composts for seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 141. P. 1349-1358. 2017.

SHARMA, R.P. Plant-Animal Distribution of Cadmium in the Environment. **Cadmium in the Environment. Part 1, Ecological Cycling**. Cap. 14. Wiley. Nova York. 682 p. 1980.

STEPIEN, PAWEL; PULKA, JAKUB; BIALOWIEC, ANDRZEJ. Organic Waste Torrefaction – A review: reactor systems and the biochar properties. **Intech open science**. Julho 2017. Doi: 10.5772/67644.

SUBIANTORO, ALISON; PERROT, JEAN-FRANÇOIS. Municipal Waste Management Strategy Review and Waste to energy Potentials in New Zealand. **Department of Mechanical Engineering**. p. 1-12. 2018 Doi: 3390/su10093114.

SURAMPALLI, RAO; ZHANG, TIAN; BRAR, SATINDER; HEGDE, KRISHNAMOORTHY; PULICHARLA, RAMA; VERMA, MAUSAM. Handbook of Environmental Engineering. **McGraw-Hill Education**. 576 p. 2018.

TAYLOR, R; RAY, R; CHAPMAN, C. Advanced thermal treatment of auto shredder residue and refuse derived fuel. **Fuel** 2013, 106. p. 401-409. 2013.

TCHOBANOGLIOUS, GEORGE; KREITH, FRANK. Handbook of Solid Waste Management 2nd ed. **McGray-Hill Education**. 950 p. 2002. Disponível em: <https://www.accessengineeringlibrary.com/content/book/9780071356237>. Acesso em 15 out. 2021.

THANH, N. P.; MATSUI, Y. An evaluation of alternative household solid waste treatment practices using life cycle inventory assessment mode. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 184 (6), p. 15-27. 2012. Doi 10.1007/s10661-011-2205-5.

VÁZQUEZ, M.A; SOTO, M. The efficiency of home composting programmes and compost quality. **Waste Management**. V 64, p. 39-50. Junho. 2017. Doi: 10.1016/j.wasman.2017.03.022.