UNIVERSIDADE LUSÓFONA

DEYSE CABRAL DE SOUZA MATTOS SALVADOR

APOIO À ATUALIZAÇÃO DA METODOLOGIA DE QUANTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS RESÍDUOS URBANOS EM PORTUGAL

Orientadora: Professora Doutora Cândida Leonor Pinto Rocha

Centro Universitário de Lisboa

Faculdade de Engenharia

Engenharia do Ambiente

2024

Centro Universitário de Lisboa, Faculdade de Engenharia

UNIVERSIDADE LUSÓFONA

APOIO À ATUALIZAÇÃO DA METODOLOGIA DE QUANTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS RESÍDUOS URBANOS EM PORTUGAL

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente defendida em provas públicas na Universidade Lusófona, Centro Universitário de Lisboa no dia 28/05/2024 perante o júri, nomeado pelo Despacho de Nomeação n.º 659/2024, com a seguinte composição:

Orientadora: Professora Doutora Cândida Leonor Pinto Rocha

Presidente: Professora Doutora Isabel Maria de Freitas Abreu dos Santos
Arguente: Professora Doutora Maria Albertina Amantes Raposo
Orientadora: Professora Doutora Cândida Leonor Pinto Rocha.

VERSÃO FINAL

Centro Universitário de Lisboa

Faculdade de Engenharia

Engenharia do Ambiente

Deyse Cabral de Souza Mattos Salvador

2024

Dedicatória

Dedico este trabalho a Deus.

“Só é útil o conhecimento que nos torna melhores”

Sócrates

Agradecimentos

À minha avó Maria Rita da Silva, por todos os valores transmitidos,

À minha avó Iraci Rodrigues, pela sua breve existência inestimável,

Ao meu avô Wilson Cabral e ao meu tio Wilson Cabral Filho, amo vocês pela eternidade,

À minha querida mãe Adriana Cabral, por ser meu maior exemplo de ânimo de aperfeiçoamento e inspiração para perseverar,

Às minhas irmãs Daniely Cabral, Adriely Cabral, Julia Cabral e sobrinha Lara Amorim, por representarem o que há de mais fraterno na minha vida,

Ao meu pai Demetrius Rodrigues, por me ter ensinado a ter bom humor apesar dos pesares e a ter força de vontade para recomeçar.

Ao meu esposo Marcus Mattos, por partilhar comigo todas as suas virtudes e ser um grande companheiro – "você me abre seus braços, e a gente faz um país". Aos seus pais, gratidão, sobretudo à sua mãe!

A todos os meus familiares, pelo seu amor e compreensão da minha ausência!

Às minhas amigas Bruna Clara, Ariane Mongolo e Janaína Matias, pela amizade sincera e verdadeira – vocês são a representação da calma e da bondade na minha vida,

Ao professor Luís Alves, pela gentileza com que me acolheu no curso de mestrado,

À minha orientadora Cândida Rocha, por me ter introduzido no universo dos resíduos, por ser uma inspiração na educação ambiental, por toda a sua ajuda e respeito pelas minhas decisões,

À professora Anabela Cruces e ao colega de curso Bruno Dionísio, pela força que me deram no meio de uma tempestade,

Aos colegas da Applus+, que me ensinaram a caracterizar os resíduos urbanos,

À EGF/Valorsul, por me ter direcionado para o tema deste trabalho e pelas sugestões dadas, em especial à Ana Loureiro.

E a todos os autores dos trabalhos referenciados, por me terem ensinado tanto. **Muito obrigada!**

Resumo

A obtenção de dados fiáveis sobre a composição e a quantificação dos resíduos urbanos é essencial para o seu sistema de gestão, uma vez que define todos os parâmetros que são eficazes no processo de tomada de decisão. O objetivo deste trabalho é apoiar a atualização da metodologia portuguesa de caracterização e quantificação de resíduos urbanos, aprovada pela Portaria n.º 851/2009, que já se encontra em curso. Para o efeito, foram compilados 25 artigos científicos, abrangendo metodologias aplicadas em 10 países europeus e 15 países não europeus, além de 5 metodologias nacionais de países europeus, de forma a identificar os melhores procedimentos adotados nos últimos 15 anos. Os resultados mostraram que os países europeus têm vindo a desenvolver a sua própria metodologia com base noutras de referência, procurando enriquecer a metodologia lançada pela Comissão Europeia em 2004, numa tentativa de a uniformizar, enquanto nos países não europeus a metodologia americana D 5231-92 tem sido a mais utilizada. Os fatores-chave na aplicação desta metodologia foram a estratificação, a amostragem, a classificação das categorias e as análises estatísticas. No que diz respeito à estratificação, o tipo de amostragem aleatória estratificada foi considerado o mais representativo. 9 dos 10 artigos científicos de países europeus tiveram como alvo do estudo os resíduos domésticos, tal como as 5 metodologias nacionais. No que se refere à amostragem, o nível predominante nos países não europeus foi por veículo de recolha, enquanto nos países europeus foi por habitação. A unidade e a quantidade da amostra variaram consideravelmente entre todos os estudos compilados. Em geral, a duração das campanhas foi de 1 semana, variando o número de campanhas anuais. Quanto à preparação da amostra, os países não europeus utilizaram mais o método de cone e quarteio, enquanto os países europeus utilizaram mais o método de pilha plana e alongada ou não reduziram a amostra para evitar os erros da Teoria da Amostragem (TAM). Em relação à classificação das categorias, a triagem manual foi realizada em todos os estudos, com procedimentos diferentes e categorias; o catálogo de triagem vem sendo desenvolvido em 3 níveis nos países europeus, conhecido como “abordagem hierárquica das frações de resíduos”. As análises estatísticas estão a evoluir nos países europeus para análises de dados composicionais (CoDa), isto é, análises estatísticas mais robustas que respeitam a distribuição não normal dos dados e a sua restrição de soma constante. Concluiu-se que a falta de uma metodologia uniformizada impossibilita a comparação entre diferentes estudos. No que corresponde à estratificação, a metodologia portuguesa deve ter os resíduos domésticos como alvo do estudo, deve ser escolhido o tipo de amostragem aleatória estratificada, com pelo menos 5 estratos, e devem ser identificados os fatores específicos que influenciam a composição e quantificação dos resíduos urbanos em cada região. Relativamente à amostragem, o nível sugerido é por veículo de recolha em cada estrato e sem compactação da amostra, sendo a amostra inicial reduzida em 5 subamostras de 100 kg, através do método de pilha plana e alongada, totalizando 25 subamostras por campanha, com a duração de 1 semana completa. Nesta fase, devem ser tidos em conta os resíduos volumosos, a contaminação e o teor de humidade dos resíduos. O catálogo de triagem deve ser desenvolvido em 3 níveis: nível I para o tipo de material, nível II para a finalidade dos resíduos e nível III para as necessidades das entidades gestoras, e os resíduos finos devem ser separados com base na observação visual e em diferentes categorias sem os peneirar. No que tange às análises estatísticas, é necessário realizar transformações logarítmicas isométricas dos dados, priorizar medidas de tendência central e de variabilidade que melhor representem dados com uma distribuição não normal, utilizando testes estatísticos não paramétricos. Por fim, a quantidade de membros da equipa de caracterização deve ser testada e, sobretudo, devem ser envidados todos os esforços para garantir a sua saúde e segurança.

Palavras-chaves: resíduos urbanos; caracterização física; estratificação; triagem manual; análises estatísticas.

Abstract

Obtaining reliable data on the composition and quantification of municipal waste is essential for its management system, as it defines all the parameters that are effective in the decision-making process. The aim of this work is to support the updating of the Portuguese methodology for characterising and quantifying municipal waste, approved by Ministerial Order 851/2009, which is already underway. To this end, 25 scientific articles were compiled, covering methodologies applied in 10 European countries and 15 non-European countries, as well as 5 national methodologies from European countries, in order to identify the best procedures adopted over the last 15 years. The results showed that European countries have been developing their own methodology based on reference ones, seeking to enrich the methodology launched by the European Commission in 2004 in an attempt to standardise it, while in non-European countries the American D 5231-92 methodology has been the most widely used. The key factors in applying this methodology were stratification, sampling, classification of categories and statistical analyses. With regard to stratification, stratified random sampling was considered the most representative. 9 of the 10 scientific articles from European countries targeted household waste, as did the 5 national methodologies. With regard to sampling, the predominant level in non-European countries was by collection vehicle, while in European countries it was by dwelling. The unit and quantity of the sample varied considerably between all the studies compiled. In general, the duration of the campaigns was 1 week, with the number of annual campaigns varying. As for sample preparation, the non-European countries used the cone and block method more, while the European countries used the flat and elongated pile method more or did not reduce the sample to avoid sampling theory (TAM) errors. Regarding the classification of categories, manual sorting was carried out in all the studies, with different procedures and categories; the sorting catalogue has been developed on 3 levels in European countries, known as the "hierarchical approach to waste fractions". Statistical analyses are evolving in European countries towards compositional data analyses (CoDa), i.e., more robust statistical analyses that respect the non-normal distribution of the data and its constant sum constraint. It was concluded that the lack of a standardised methodology makes it impossible to compare different studies. With regard to stratification, the Portuguese methodology should have household waste as the target of the study, the type of stratified random sampling should be chosen, with at least 5 strata, and the specific factors that influence the composition and quantification of municipal waste in each region should be identified. With regard to sampling, the suggested level is by collection vehicle in each stratum and without compacting the sample, with the initial sample being reduced into 6 subsamples of 100 kg, using the flat and elongated pile method, totalling 30 subsamples per campaign, lasting 1 full week. At this stage, bulky waste, contamination and the moisture content of the waste must be taken into account. The sorting catalogue should be developed on 3 levels: level I for the type of material, level II for the purpose of the waste and level III for the needs of the managing bodies, and fine waste should be separated on the basis of visual observation and into different categories without sieving. As far as statistical analyses are concerned, it is necessary to carry out isometric logarithmic transformations of the data, prioritise measures of central tendency and variability that best represent data with a non-normal distribution, using non-

parametric statistical tests. Finally, the number of members of the characterisation team should be tested and, above all, every effort should be made to ensure their health and safety.

Keywords: municipal waste; physical characterisation; stratification; manual sorting; statistical analysis.

Abreviaturas e siglas

AC	Artigo Científico
ADEME	Agência Francesa de Gerenciamento de Energia e Meio Ambiente
AEA	Agência Europeia do Ambiente
AFNOR	Associação Francesa de Normalização
ANOVA	Análise de variância unidirecional
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
ASTM	*American Society for Testing and Materials*
CAGER	Comissão de Acompanhamento da Gestão de Resíduos
CE	Comissão Europeia
CH	Constituição Heterogénea
CoDa	Análise de Dados Composicionais
DGQA	Direção-Geral da Qualidade e Ambiente
DH	Distribuição Heterogénea
DL	Decreto-Lei
DQR	Diretiva-Quadro Resíduos
EAS	Erro de Agrupamento e Segregação
EAT	Erro Analítico Total
EDI	Erro de Delimitação do Incremento
EEG	Erro de Estimativa Global
EEI	Erro de Extração do Incremento
EFA	Erro Fundamental da Amostragem
EFA	Erro Fundamental da Amostragem
EPA	*Environmental Protection Agency US*
EPI	Equipamentos de Proteção Individual
EPI	Erro de Preparação do Incremento

ERRA	*European Recovery & Recycling Association*
ERSAR	Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos
ETA	Erro Total da Amostragem
EUA	Estados Unidos da América
LER	Lista Europeia de Resíduos
MODECOM	*Méthode de Caractérisation des Ordures*
OCDE	Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Económico
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PERSU	Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos
RAP	Responsabilidade Alargada do Produtor
RARU	Relatório Anual de Resíduos Urbanos
REMECOM	*Réseau Européen de Mesures pour la Caractérisation des Ordures Ménagères*
RGGR	Regime Geral de Gestão de Resíduos
RU	Resíduos Urbanos
RVF	Associação Sueca de Gestão de Resíduos
SEPA	*National Methodology for Household Waste Composition in Scotland*
SIGRU	Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos
TAM	Teoria da Amostragem
UE	União Europeia
WCSB	*World Conference on Sampling and Blending*

Índice

Dedicatória II
Agradecimentos III
Resumo IV
Abreviaturas e siglas VII
Índice de figuras XII
Índice de tabelas XIV
Capítulo I – Introdução 1
1.1. Enquadramento geral 1
1.2. Âmbito e objetivos 5
1.3. Síntese metodológica 6
1.4. Estrutura da dissertação 8
1.5. Motivações 9
Capítulo II – Estado da arte 10
2.1. Política de gestão de resíduos urbanos 10
2.1.1. Política de gestão de resíduos urbanos na União Europeia 10
2.1.1.1. Diretivas da UE e relatórios sobre os resíduos urbanos 10
2.1.1.2. Lista Europeia de Resíduos (LER) 20
2.1.2. Política de gestão de resíduos urbanos em Portugal 23
2.1.2.1. Decreto-Lei n.º 102-D/2020, na sua redação atual 23
2.1.2.2. Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos (PERSU) 29
2.1.2.3. Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos (SGRU) 31
2.2. Metodologia de quantificação e caracterização física dos resíduos urbanos 37
2.2.1. Metodologia de quantificação e caracterização de resíduos urbanos em Portugal 37
2.2.1.1. Principais conceitos para uma amostragem 37
2.2.1.2. Evolução da metodologia de quantificação e caracterização de resíduos urbanos 43
2.2.1.3. Portaria n.º 851/2009, de 7 de agosto 48
2.2.2. Metodologia de quantificação e caracterização de resíduos urbanos a nível internacional 50

2.2.2.1. Análise de 15 artigos científicos de países não europeus 54
2.2.2.2. Análise de 10 artigos científicos de países europeus 83
2.2.2.3. Relação entre os artigos científicos analisados 111
2.2.2.4. Visão geral de outros 20 artigos científicos a partir das referências dos 25 artigos científicos analisados 113
2.2.3. Metodologia nacional de 5 países europeus para a quantificação e caraterização dos resíduos urbanos 129
2.2.4. O futuro da quantificação e caracterização dos resíduos urbanos 168
Capítulo III – Resultados e discussão 176
3.1. Política de gestão de resíduos urbanos 176
3.2. Evolução da metodologia de quantificação e caracterização de resíduos urbanos de Portugal 178
3.3. Principais contribuições dos 25 artigos científicos compilados de países europeus e não europeus e dos outros 20 artigos científicos analisados. 183
3.3.1. Estratificação 185
3.3.2. Amostragem 187
3.3.3. Classificação de categorias 193
3.3.4. Análises estatísticas 198
3.3.5. Adicionais 202
3.4. Metodologias nacionais de 5 países europeus 204
3.4.1. Estratificação 204
3.4.2. Amostragem 205
3.4.3. Classificação de categorias 208
3.4.4. Análises estatísticas 211
3.4.5. Adicionais 211
3.5. Futuro da caracterização de resíduos urbanos 212
Capítulo IV – Conclusões 215
Referências 218
Anexos 227
Anexo I - Evolução da metodologia de quantificação e caracterização física dos resíduos urbanos em Portugal 228
Anexo II - Evolução do catálogo de triagem das metodologias de quantificação e caracterização física de resíduos urbanos em Portugal 229

Anexo III - Compilação de metodologias de quantificação e caracterização de resíduos urbanos utilizadas em países europeus 230

Anexo IV - Compilação de metodologias de quantificação e caracterização de resíduos urbanos utilizadas em países não europeus 231

Anexo V - Compilação de metodologias nacionais europeias de quantificação e caracterização dos resíduos urbanos 232

Anexo VI - 52 artigos científicos analisados e 5 metodologias nacionais de países europeus para a quantificação e caraterização dos resíduos urbanos..... 233

Anexo VII - Catálogos de triagem de países não europeus 234

Anexo VIII - Catálogos de triagem dos países europeus..... 235

Anexo IX – Sugestão técnica do cenário mais credível para Portugal, de acordo com os 20 critérios de avaliação da metodologia abordada...... 236

Índice de figuras

Figura 1: Resumo da síntese metodológica desta dissertação. 7
Figura 2: Resumo da estrutura desta dissertação. 8
Figura 3: Previsão da produção global de resíduos urbanos (Fonte: Grupo Banco Mundial, 2021). 15
Figura 4: Taxa de utilização de materiais circulares (Fonte: Comissão Europeia, 2022). 16
Figura 5: Produtividade dos recursos (Fonte: Comissão Europeia, 2022). 16
Figura 6: Resíduos urbanos por método de tratamento em Portugal (Fonte: Comissão Europeia, 2022). 17
Figura 7: Os dez países europeus da OCDE com as taxas mais altas de deposição em aterro, no ano de 2020 (Fonte: OCDE, 2023). 18
Figura 8: Situação dos resíduos urbanos nos Estados-Membros (Fonte: Parlamento Europeu, 2023). 20
Figura 9: Metas de reciclagem de resíduos de embalagens e de recolha de garrafas de bebidas de plástico de uso único (PERSU, 2030). 29
Figura 10: Ciclo da gestão de resíduos urbanos (Fonte: ERSAR, 2023). 32
Figura 11: Mapa da distribuição dos SGRU em Portugal Continental (Fonte: APA, 2021). 33
Figura 12: Caracterização física média dos RU produzidos, recolha seletiva e indiferenciada, em Portugal Continental (Fonte: APA, 2021). 34
Figura 13: Destinos finais dos RU produzidos em Portugal Continental (Fonte: APA, 2021). 35
Figura 14: Destinos finais dos RU por cada SGRU (Fonte: APA, 2021). 36
Figura 15: Inferência Estatística; Intervalo de Confiança (Fonte: Medeiros, 2019). 38
Figura 16: Distribuição normal de dados (Fonte: Heitor Honório, 2023). 40
Figura 17: Distribuição não normal de dados (Fonte: Heitor Honório, 2023). 41
Figura 18: Número de amostras para caracterização dos resíduos urbanos produzidos (Fonte: Portaria n.º 851/2009). 49
Figura 19: Quantidade de material por amostra (Fonte: Portaria n.º 851/2009). 49
Figura 20: Grelha de análise dos resíduos urbanos depositados em aterro, incinerados ou co-incinerados (Fonte: Portaria n.º 851/2009). 50
Figura 21: Esquema do procedimento de análise dos artigos científicos. 52
Figura 22: Esquema da delimitação correta e incorreta da amostra (Fonte: Cestonaro, 2018). 95
Figura 23: Visão geral dos erros da teoria da amostragem (Fonte: Pertersen et al., 2005). 119
Figura 24: Divisão da categoria de resíduos alimentares no catálogo de triagem do artigo científico dos autores Lebersorger & Schneider (2011b). 123
Figura 25: Esquema da estratificação da metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013). 131

Figura 26: Esquema da divisão de amostra da metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013). 132
Figura 27: Esquema dos sinais nos baldes para triagem da metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013). 134
Figura 28: Esquema da disposição dos baldes para triagem da metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013)..... 135
Figura 29: EPIs exigidos pela metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013). 137
Figura 30: Esquema da estratificação da metodologia finlandesa (JLY Jätelaitosyhdistys, 2017). 139
Figura 31: Esquema da divisão de amostra da metodologia finlandesa (JLY Jätelaitosyhdistys, 2017)..... 142
Figura 32: Número de amostras por estrato da metodologia espanhola (Ecoembes, 2020). 150
Figura 33: Esquema da divisão de amostra da metodologia espanhola (Ecoembes, 2020). 151
Figura 34: Esquema da divisão de amostra da metodologia grega (Eunomia Research & Consulting, 2021). 165
Figura 35: Ilustração da captura de imagens multiespectrais para amostragem de RU (Fonte: Muri & Hjelme, 2021). 174
Figura 36: Geração de metodologias de caraterização e quantificação dos resíduos urbanos e de planos estratégicos para os resíduos urbanos 179

Índice de tabelas

Tabela 1: Combinações de variáveis para a escolha do teste estatístico, conforme vídeo aula do professor Heitor Honório. 42
Tabela 2: Literaturas selecionadas a partir da palavra-chave: composição, metodologias, caracterização de resíduos urbanos. 53
Tabela 3: Pesquisas científicas realizadas em conjunto entre diferentes países..... 54
Tabela 4: Relação registada entre os 25 artigos científicos analisados e compilados nos Anexos III e IV. 112
Tabela 5: Outros 20 artigos científicos consultados, referenciados pelos dos 25 artigos científicos analisados acima. 114
Tabela 6: Diferentes fontes de produção média de resíduos urbanos na UE e em Portugal. 177
Tabela 7: Catálogo de triagem da atual metodologia portuguesa 182

Capítulo I – Introdução

1.1. Enquadramento geral

No âmbito da Agenda 2030, adotada pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2015, foram definidos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas a alcançar para o bem comum da Humanidade. O 12º objetivo refere-se à "produção e consumo sustentável", sendo uma das principais razões para a revisão das Diretivas da União Europeia (UE) sobre resíduos em 2018. Assim, para coordenar os Estados-Membros da União no sentido de uma economia circular, foi publicado em 30 de maio de 2018 pelo Parlamento Europeu e do Conselho o "Pacote Resíduos"; Diretiva-Quadro Resíduos (DQR), Diretiva Aterros, Diretiva Embalagens, e em 2019 uma Diretiva específica para os produtos de plástico de utilização única, garantindo assim a prevenção e redução de resíduos, o aumento da taxa de reciclagem, a redução de consumo de matérias-primas e a contribuição para a neutralidade carbónica em 2050.

O lixo é definido como "resíduos abandonados ou depositados, intencionalmente ou não, incorretamente no ambiente" (PERSU, 2030), etimologicamente vem do latim *lix*, cinza (Barbosa, 2023). Resíduos são definidos, de acordo com o artigo 3.º da DQR de 2008, anterior à atual, como "quaisquer substâncias ou objetos de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer". A atual DQR de 2018, alinha a definição de resíduos urbanos com a utilizada pelo Eurostat e pela Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Económico (OCDE), sendo "resíduos das habitações e resíduos de outras origens, tais como comércio de retalho, administração, educação, serviços de saúde, hotelaria e serviços de alimentação, e outros serviços e atividades, que sejam semelhantes em termos de natureza e composição aos resíduos das habitações", incluindo resíduos de construção e demolição (RCD) provenientes de atividades de pequena escala em habitação, e classificados pela Lista Europeia de Resíduos (LER) no subcapítulo 15 01 e no capítulo 20 (com exceção de apenas três códigos, referentes a terras e pedras, lamas de fossas séticas e resíduos de limpeza de esgotos).

O relatório do Grupo Banco Mundial estimou um total 2,24 mil milhões de toneladas de resíduos urbanos produzidos em 2020, com uma previsão de aumento em 2050 para 3,88 mil milhões de toneladas. O artigo publicado pela Direção-Geral da Comunicação do Parlamento Europeu deste ano de 2023 refere que a UE tem vindo a produzir cerca de 2,2 mil milhões de toneladas de resíduos globais. Deste total, afirma que os resíduos urbanos representam cerca de 27% (esta percentagem é referida na DQR de 2018 entre 7 e 10%), ou seja, cerca de 594 milhões de toneladas, com uma média de 530 kg *per capita* por ano em 2021, e com 18% dos RU sendo depositados em aterro no ano de 2020 – com variações consideráveis entre os 27 Estados-Membros. O último relatório anual de resíduos urbanos (RARU) disponível de Portugal, relativo ao ano de 2021, mostra que a produção de RU foi de 5 311 mil toneladas, com uma média *per capita* por ano de 511 kg em Portugal Continental e 513 kg considerando as Regiões Autónomas, dos quais um total de 54% foram depositados em aterro. A nível mundial, a produção de resíduos encontra-se correlacionada com a economia do país, embora já existam países como a Espanha

e os Países Baixos que conseguem romper com esta realidade (Barbosa, 2023). Portanto, o constante crescimento dos RU está associado às atividades económicas, ao crescimento populacional, à rápida urbanização, ao avanço das tecnologias (Siddapaji, Sujatha & Radha, 2016), ao grau de industrialização, aos hábitos públicos e ao clima local (Cesetti & Nicolosi, 2016). Para Cheela et al. (2021), este problema é agravado pelo "crescimento populacional nos países em desenvolvimento e ao consumo excessivo de recursos nos países desenvolvidos".

A DQR de 2018 afirma que, embora os resíduos urbanos sejam apenas uma parte dos resíduos globais, representam um dos maiores desafios na gestão de resíduos, devido à "sua composição extremamente complexa e indiferenciada, da proximidade direta dos resíduos produzidos aos cidadãos, da visibilidade pública muito elevada desta questão e do seu impacto no ambiente e na saúde humana", pelo que a gestão de RU deve reduzir ao máximo estes impactos para além de preservar os recursos naturais, e para isso refere que são necessárias infraestruturas ajustadas à composição específica dos resíduos urbanos. Em geral, os resíduos orgânicos constituem a maioria dos resíduos urbanos produzidos nos países de baixo rendimento e os resíduos inorgânicos estão mais presentes nos países de alto rendimento.

A caracterização e quantificação de resíduos urbanos é o ponto de partida para toda a sua gestão, fornecendo dados sobre os tipos e quantidades de materiais, sendo estes dados a base para a tomada de decisões para a política de gestão de resíduos mais adequada, ou para a sua melhoria. Para Ozcan et al. (2016) "determinar a caracterização dos resíduos é a parte mais importante da gestão integrada de resíduos". O manual finlandês de caracterização de resíduos urbanos indiferenciados refere que "a crescente regulamentação dos resíduos urbanos e o aumento da valorização energética estão a aumentar o interesse na composição dos resíduos indiferenciados" (JLY Jätelaitosyhdistys, 2017). A eficiência da gestão de resíduos urbanos só é alcançada com base num conhecimento profundo da composição e das quantidades de RU (Mathioudakis et al., 2020).

A importância dos resultados obtidos através da caracterização e quantificação de resíduos urbanos tem vários efeitos, sendo fundamental para tomadas de decisões como:

- A escolha do equipamento de recolha e transporte de RU (Ozcan et al., 2016);
- A conceção e aplicação de estratégias eficazes de tratamento de RU (Gómez et al., 2009, Castrillón et al., 2013, Ozcan et al., 2016, Benis et al., 2018, Mushtaq et al., 2020, Cheela et al., 2021 e Teshome et al., 2022);
- A conceção de instalações de tratamento de RU (Ozcan et al., 2016);
- A conceção do método mais adequado para a eliminação de RU (Ozcan et al., 2016);
- O planeamento a longo prazo e desenvolvimento sustentável (Teshome et al., 2022);
- A conceção de políticas de gestão dos resíduos urbanos, sobretudo dos resíduos domésticos (Villalba et al., 2020, Cheela et al., 2021 e outros);
- Avaliação do desempenho dos planos ambientais e financeiros (Mathioudakis et al., 2020);
- Desenvolvimento do sistema de RU e melhoria das tecnologias (Edjabou et al., 2015);
- Melhorar a recuperação de recursos na sociedade (Edjabou et al., 2015);
- Planeamento de campanhas de comunicação (Sashimaa et al., 2015);

- Comparação entre diferentes sistemas de recolha (Liikanen et al., 2016);
- Desempenho das instalações de tratamento de RU (Wavrer, 2018);
- Avaliação do ciclo de vida dos RU e do seu controlo de qualidade (Liikanen et al., 2016 e Bisinella et al., 2017);
- Realização de um sistema integrado de gestão de RU (Al-Jarallah et al., 2014, Benis et al., 2018 e Vieira e Fiore, 2021);
- Manter a conformidade com os regulamentos (Adeniran et al., 2017);
- Prever de forma relevante o desenvolvimento futuro e ajudar em projetos de melhores práticas na gestão de RU (Zhao et al., 2021);
- Planear as metodologias e a investigação corretas em matéria de gestão de RU (Cesetti & Nicolosi, 2016).

Os resultados também revelam:

- O potencial dos RU para reciclagem ou reutilização (Adeniran et al., 2017 e Teshome et al., 2022);
- A quantidade estimada de RU por fonte de produção (Adeniran et al., 2017 e Teshome et al., 2022 e outros);
- O potencial de recursos dos aterros sanitários (Saluja et al., 2020);
- A taxa de separação na fonte (Benis et al., 2018, Zhao et al., 2021 e outros);
- Correlação para calcular o teor energético dos RU (Castrillón et al., 2013);
- Dados sobre resíduos alimentares (Lebersorger & Schneider, 2011b);

Contudo, muitos artigos científicos mencionam a necessidade da (o):

- Fiabilidade e precisão dos dados obtidos (Sethi, et al., 2013, Edjabou et al., 2015 e Mathioudakis et al., 2020 e outros);
- Monitorização dos dados obtidos (Mathioudakis et al., 2020);
- Desenvolvimento de uma metodologia normalizada que permita a comparabilidade de estudos com diferenças espaciais e temporais (Dahlén & Lagerkvist, 2008, Sashimaa et al., 2015, Edjabou et al., 2015, Liikanen et al., 2016 e Cheela et al., 2021).

De acordo com Branco (2005), existem três métodos para caracterizar os resíduos urbanos: por amostragem, inquérito por questionário e fatores de conversão. Destes, o método mais utilizado e pesquisado neste trabalho é a caracterização física dos resíduos urbanos por amostragem com a triagem manual.

A fiabilidade dos dados obtidos é, portanto, essencial para a eficiência efetiva da gestão de resíduos urbanos. Wavrer (2018) afirma que “a fiabilidade do desempenho depende, em parte, do conhecimento válido e representativo da composição dos resíduos”. Dados precisos e fiáveis sobre a caracterização física dos RU são cruciais para um planeamento sólido para a gestão de resíduos e para garantir a comparabilidade entre estudos (Diretiva (UE) 2018/850).

Para a comparabilidade dos dados entre diferentes estudos e até países, seria necessária uma metodologia uniformizada, que até à data não existe, apesar da tentativa da Comissão Europeia em 2004. Dahlén & Lagerkvist (2008), relatam que “são utilizados muitos métodos diferentes em

toda a Europa e no resto do mundo e, mesmo num país pequeno como a Suécia, são utilizados vários métodos diferentes em paralelo", o estudo dinamarquês (2015) afirma que "na ausência de metodologias de caracterização de resíduos normalizadas e comumente aceites, têm sido relatadas várias abordagens na literatura", ou seja, a ausência de normas internacionais padronizadas para a caracterização de resíduos urbanos levou a uma variedade de abordagens de amostragem e triagem, tornando difícil a comparação dos resultados mesmo dentro do próprio país, como também descrito por Sahimaa et al. (2015) ao tentar comparar estudos finlandeses. Na Áustria, Lebersorger & Schneider (2011b), ao analisarem os resultados de estudos anteriores do país, concluíram que "os dados não são comparáveis entre diferentes regiões (análise transversal) nem entre diferentes momentos (análise longitudinal)", devido às diferentes metodologias utilizadas.

Em Portugal, a metodologia nacional de caracterização de resíduos urbanos foi desenvolvida em 1989, com uma segunda versão em 2007 e uma revisão em 2009. O Despacho n.º 3227/2010 verificou que não existia uniformidade na metodologia aplicada pelos sistemas de gestão de resíduos urbanos responsáveis pela sua caracterização, isto é, uns utilizavam a metodologia portuguesa, versão 2007, e outros a metodologia francesa MODECOM. Esta situação foi também identificada e sinalizada por Martinho, Silveira & Branco (2008), a aluna e professora orientadora que propôs a 2ª versão. Atualmente, os sistemas de gestão de resíduos urbanos em Portugal são obrigados a realizar a caracterização com base na última versão, aprovada pela Portaria n.º 851/2009, de 7 de agosto, sendo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) a autora das especificações técnicas aceite a nível nacional.

Ao longo de quase 15 anos, muitos regulamentos nacionais e a nível comunitário foram alterados com novos requisitos, tornando-se necessário proceder à sua atualização. O PERSU 2030 refere no seu Anexo II que "encontra-se também em curso a criação e atualização de orientações e normas técnicas que darão resposta a algumas das questões já identificadas e consubstanciadas no RGGR, normas para a realização das caracterizações dos RU e especificações técnicas".

1.2. Âmbito e objetivos

O tema deste trabalho foi proposto pela equipa técnica da concessionária Valorsul (que trata dos resíduos urbanos de 19 municípios: 12 do distrito de Lisboa; 6 do distrito de Leiria e; 1 do distrito de Santarém, abrangendo as regiões metropolitana de Lisboa, Oeste e Lezíria do Tejo) do grupo EGF (*Environment Global Facilities)*, para parecer técnico à APA, dada a necessidade de adequar a Portaria n.º 851/2009, que define as normas técnicas relativas à caracterização de resíduos urbanos, com as atuais regulamentações nacionais e a nível da União para a gestão dos RU. Assim, o objetivo geral desta dissertação é apoiar a atualização da metodologia portuguesa com uma sugestão técnica do cenário mais credível para o país, unificando as melhores evidências dos estudos científicos analisados para cada etapa de uma caracterização física dos resíduos urbanos, procurando o menor número de erros de amostragem e maior confiança nos dados obtidos. Neste sentido, a pesquisa tem os seguintes objetivos específicos:

1. Objetivo específico: Analisar a evolução da metodologia portuguesa (1989 a 2009) e dar continuidade aos estudos de Branco (2005);
2. Objetivo específico: Identificar na literatura recente, o que os estudos de outros países têm apontado como melhores procedimentos para a metodologia de caracterização física de RU, nomeadamente a estratificação, amostragem, classificação de categorias e análises estatísticas (nos últimos 15 anos);
3. Objetivo específico: Aprofundar a análise com as diferenças percebidas entre as metodologias adotadas nos países europeus e não europeus;
4. Objetivo específico: Analisar guias/manuais de metodologias normalizadas a nível nacional de países europeus.

1.3. Síntese metodológica

A presente dissertação realiza uma revisão sistemática da literatura recente para identificar os melhores procedimentos metodológicos e reuni-los numa proposta de melhoria para a metodologia nacional de caracterização de resíduos portuguesa. De acordo com Galvão & Pereira, “as revisões sistemáticas são consideradas estudos secundários, que têm nos estudos primários sua fonte de dados. Entende-se por estudos primários os artigos científicos que relatam os resultados de pesquisa em primeira mão” (Galvão & Pereira, 2014). A Figura 1 apresenta a síntese metodológica desta dissertação. Após a introdução deste trabalho, foi efetuado um estudo da arte sobre a política de gestão de resíduos urbanos e as metodologias para a sua caracterização nos últimos 15 anos. Foram abordadas as políticas de gestão de resíduos urbanos a nível da União Europeia e de Portugal.

No domínio da caracterização de resíduos urbanos, foi analisado a evolução da metodologia portuguesa, com base em 20 critérios para a avaliação de uma metodologia para a caracterização de RU, compilados nos anexos I e II – os critérios avaliativos são comentados com mais detalhes na seção 2.2.2. De seguida, procedeu-se a uma análise exploratória de artigos científicos, partindo do levantamento nas bases de dados *Scopus* e *Web of Sience,* para garantir a qualidade da fonte dos estudos, o levantamento abrangeu um total de 25 artigos científicos (AC) que foram analisados e compilados. Destes, 10 artigos científicos correspondem a países europeus, que são analisados na seção 2.2.2.2. e compilados no anexo III, e 15 artigos científicos correspondem a países não europeus, que são analisados na seção 2.2.2.1. e compilados no anexo IV. A Tabela 4 relaciona os 25 AC que se referem entre si, a Tabela 5 apresenta os 6 artigos científicos que realizaram o seu estudo em parceria com outros países. A seção 2.2.2.4. comenta outros 20 artigos científicos, com uma visão geral dos vinte critérios de avaliação divididos entre 4 grupos: estratificação, amostragem, classificação de categorias e análises estatísticas. Em seguida, foram analisadas e compiladas 5 metodologias nacionais europeias para a caraterização de resíduos urbanos, tal como os 25 AC referidos, e são discutidas na seção 2.2.3 e compiladas no anexo V. Estas metodologias dizem respeito à Suécia, Finlândia, Espanha, Escócia e Grécia, com uma variação de 41 a 129 páginas entres os seus guias/manuais de aplicação da metodologia. No fim deste capítulo, foram analisados 7 AC com uma visão da utilização da tecnologia na gestão de resíduos, para uma perceção do que já está a ser utilizado atualmente e as tendências futuras para a caracterização dos resíduos urbanos. Considerando apenas os estudos referenciados nesta seção, estes totalizam 52 artigos científicos e 5 metodologias consolidadas em países europeus, todos os estudos foram listados no anexo VI, com: nome dos autores, país de origem, ano da publicação e o título do estudo de referência.

Por fim, apresenta os resultados e discussão de acordo com os cinco grupos de critérios avaliativos de uma metodologia de caracterização de RU, bem como na conclusão.

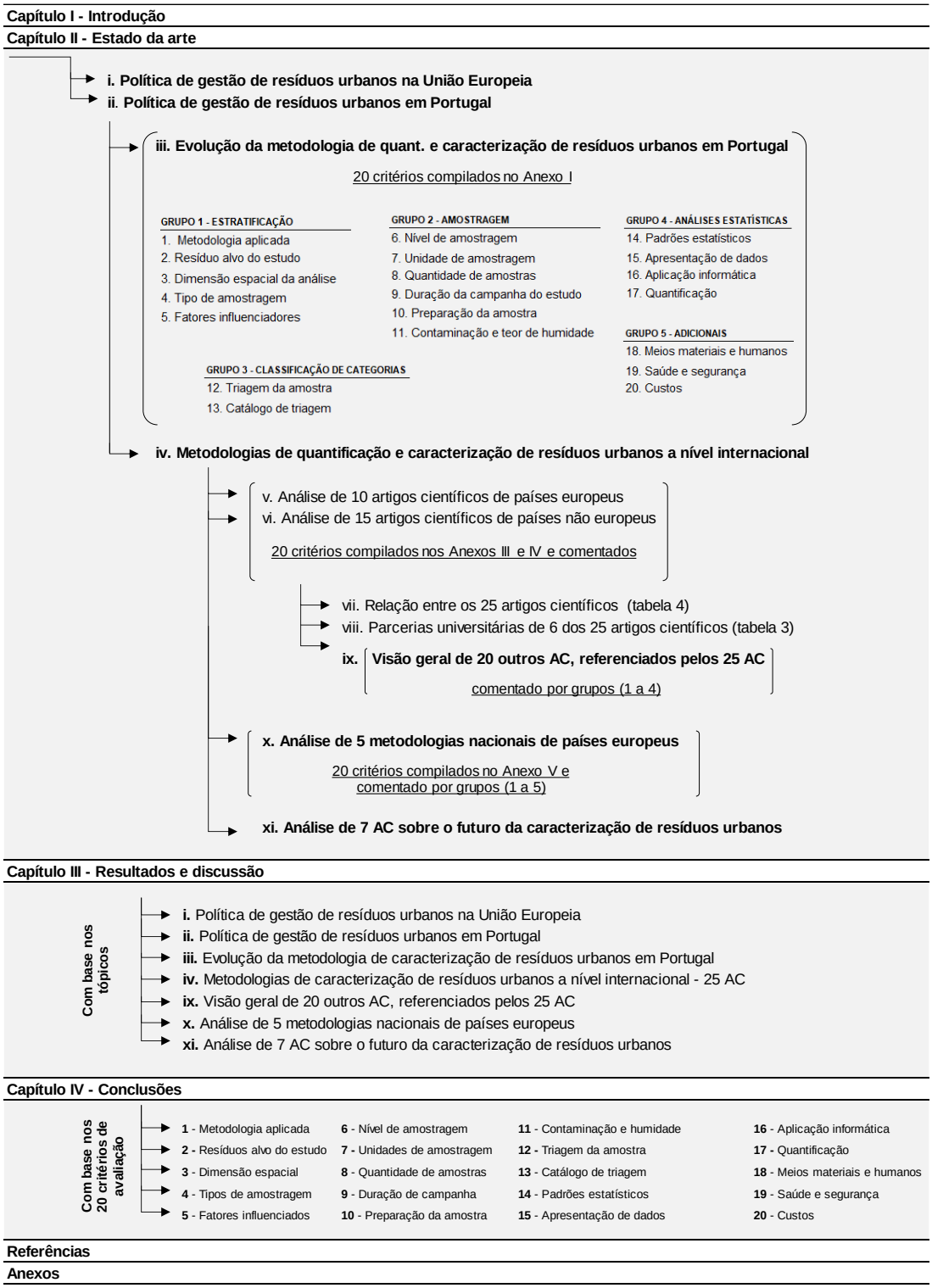


Figura 1: Resumo da síntese metodológica desta dissertação.

1.4. Estrutura da dissertação

Esta dissertação é estruturada em 4 capítulos, conforme apresentado na Figura 2. O capítulo I descreve a introdução sobre o tema do trabalho, com um objetivo geral e quatro específicos, além das motivações futuras para comunicar os resultados e conclusões obtidas. O capítulo II apresenta a fundamentação teórica do estado da arte, numa primeira seção aborda as políticas de gestão de resíduos urbanos, no contexto da União Europeia e de Portugal, e na segunda seção aborda as metodologias de caracterização de resíduos urbanos nacional e internacional. Nesta última seção, são inicialmente descritos os principais conceitos para uma amostragem, no cenário nacional foi analisada e compilada a evolução da metodologia de caracterização de resíduos urbanos em Portugal até à sua atual (Portaria n.º 851/2009), e no cenário internacional a metodologia aplicada para a caracterização de resíduos urbanos em vários outros países; europeus e não europeus, bem como metodologias nacionais de cinco países europeus, finalizando esta segunda seção com uma visão tecnológica para o futuro da caracterização de resíduos urbanos. O capítulo III discute os principais resultados da pesquisa e o capítulo IV conclui o trabalho, oferecendo apoio à atualização da metodologia portuguesa para a caracterização de resíduos urbanos.

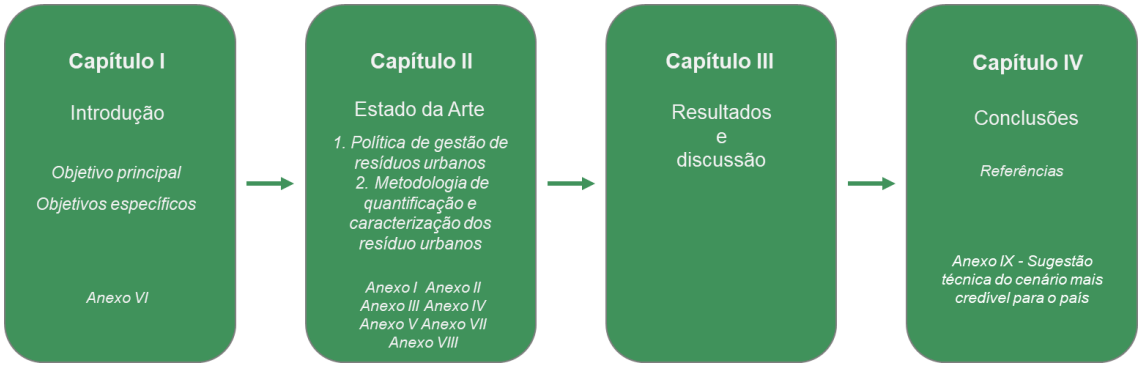


Figura 2: Resumo da estrutura desta dissertação.

1.5. Motivações

Motivada pela força de vontade de contribuir para o campo da educação ambiental, e inspirada no trabalho de douramento da prof.ª orientadora Dr.ª Cândida Rocha, pretende-se no final deste trabalho publicar um artigo científico e criar um canal no Youtube, com vídeos animados e didáticos que "traduzam" o discurso da comunidade científica no âmbito das ciências naturais, bem como interligar a educação ambiental com a filosofia. A conclusão desta pesquisa científica será transformada no primeiro vídeo animado do canal que inicialmente será chamado de "saber valorizar". O objetivo destes projetos será o de reforçar as investigações científicas e a sua comunicação, assim como o de desenvolver estratégias educativas capazes de transmitir conceitos complexos a qualquer cidadão, de forma a incentivar a melhoria do ser humano através da educação e consequentemente melhor comportamento em relação à vida e ao ambiente. A identidade visual para o início destes projetos já foi realizada por Julia Cabral e Yasmin dos Anjos:

Capítulo II – Estado da arte

2.1. Política de gestão de resíduos urbanos

2.1.1. Política de gestão de resíduos urbanos na União Europeia

2.1.1.1. Diretivas da UE e relatórios sobre os resíduos urbanos

Em 30 maio de 2018, a União Europeia (UE) publicou alterações às principais diretivas relativa aos resíduos para serem incorporadas pelos Estados-Membros até 2020. Com este "Pacote Resíduos", a UE procura avançar para uma economia circular. Em junho de 2019, foi publicada uma diretiva específica para os produtos de plástico no ambiente, especialmente os resíduos de plásticos de utilização única (Diretiva SUP "*single-use-plastic*").

A Diretiva (UE) 2018/849[1], tal como as outras, reforça a prioridade dos princípios da hierarquia dos resíduos na legislação ambiental da União em matéria de prevenção e gestão de resíduos, conforme apresentado no artigo 4.º da Diretiva 2008/98/CE:

1º Prevenção e redução

2º Preparação para a reutilização

3º Reciclagem

4º Outros tipos de valorização, por exemplo a valorização energética

5º Eliminação

A prevenção é qualquer medida tomada para garantir que um produto não se torne um resíduo e, se tal acontecer, o segundo passo é prepará-lo para a reutilização, "sem qualquer outro tipo de pré-processamento", a reutilização é qualquer operação que torne o produto reutilizável de novo "para o mesmo fim para que foi concebido". A reciclagem é qualquer operação que transforme o resíduo num produto novamente – "inclui o reprocessamento de materiais orgânicos, mas não inclui a valorização energética nem o reprocessamento em materiais que devam ser utilizados como combustível ou em operações de enchimento" – a valorização é qualquer operação que torne um resíduo útil, conforme as operações do Anexo II (R1 a R13) da referida Diretiva e, por fim, a eliminação é exatamente qualquer operação em que o resíduos não seja valorizado, de acordo com o Anexo I (D1 a D15) da mesma Diretiva.

[1] Diretiva (UE) 2018/849 do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de maio de 2018 que altera as Diretivas 2000/53/CE relativa aos veículos em fim de vida, 2006/66/CE relativa às pilhas e acumuladores e respetivos resíduos, e 2012/19/UE relativa aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos.

Para garantir a correta gestão e aplicação da hierarquia dos resíduos, a Diretiva (UE) 2018/850[2], estabelece que, até 2035, a quantidade de resíduos urbanos depositados em aterros deve ser reduzida para 10% ou menos da quantidade total produzida e, a partir de 2030, os aterros não devem aceitar resíduos com potencial de valorização. Esta diretiva afirma que "a fiabilidade dos dados comunicados relativamente à gestão de resíduos é fundamental para uma aplicação eficiente, para um planeamento sólido da infraestrutura de tratamento de resíduos e para garantir a comparabilidade dos dados entre os Estados-Membros".

A Diretiva (UE) 2018/851[3], conhecida como Diretivas-Quadro Resíduos (DQR), procura assegurar a utilização prudente dos recursos naturais, bem como a prevenção e redução de resíduos. De acordo com Barbosa (2023), "o lixo foi um dos primeiros alvos da legislação ambiental da UE, tendo esta diretiva sido adotada logo em 1975"; abordando desde então princípios fundamentais para uma gestão sustentável dos materiais, como o Princípio da Hierarquia dos Resíduos, sendo um dos mais importantes, o Princípio do Planeamento, de forma a atingir os objetivos determinados e o Princípio do Poluidor-Pagador, estabelecendo os custos da gestão dos resíduos ao seu produtor. A atual versão da DQR está alinhada com a Agenda 2030 - Objetivo de Desenvolvimento Sustentável – fundamentada em 2015 entre os membros das Nações Unidas, pelo que a DQR dá novos passos para tornar a economia da União Europeia verdadeiramente circular, garantindo assim que os resíduos sejam reconhecidos como um recurso ao longo do seu ciclo de vida.

A presente diretiva alinhará também a definição de resíduos urbanos, de acordo com o Eurostat e a Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Económicos (OCDE). Por conseguinte, os resíduos urbanos (RU) são definidos pela Diretiva (UE) 2018/851, como:

> a) Resíduos de recolha indiferenciada e resíduos de recolha seletiva das habitações, incluindo papel e cartão, vidro, metais, plásticos, biorresíduos, madeira, têxteis, embalagens, resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos, resíduos de pilhas e de acumuladores, bem como resíduos volumosos, incluindo colchões e mobiliário
> b) Resíduos de recolha indiferenciada e resíduos de recolha seletiva de outras origens, caso sejam semelhantes aos resíduos das habitações em termos de natureza e composição - tais como comércio de retalho, administração, educação, serviços de saúde, hotelaria e serviços de alimentação, e outros serviços e atividades.

Excluindo os resíduos provenientes "da produção, da agricultura, da silvicultura, das pescas, de fossas séticas ou redes de saneamento e tratamento, incluindo as lamas de depuração, os veículos em fim de vida nem os resíduos de construção e demolição" (Diretiva (UE) 2018/851). No entanto, no que diz respeito aos resíduos de construção e demolição (RCD), a presente diretiva reconhece como resíduos urbanos os que forem provenientes das habitações, ou seja,

[2] Diretiva (UE) 2018/850 do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de maio de 2018 que altera a Diretiva 1999/31/CE relativa à deposição de resíduos em aterros.
[3] Diretiva (UE) 2018/851 do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de maio de 2018 que altera a Diretiva 2008/98/CE relativa aos resíduos.

de pequenas atividades de construção e demolição, para além de incluir como resíduos urbanos os:

> Resíduos da manutenção de parques e jardins, tais como folhas, relva e resíduos da poda de árvores, e os resíduos resultantes dos serviços de limpeza de mercados e ruas, tais como o conteúdo dos contentores de lixo e os resíduos provenientes da varredura das ruas, exceto materiais como areia, pedra, lama ou pó.

Os resíduos que não se enquadram no conceito de resíduos urbanos são, portanto, os resíduos não urbanos. Segundo a presente Diretiva (UE) 2018/851, os RU representam entre 7 e 10 % do total de resíduos produzidos na UE, mas, devido à sua composição ser extremamente complexa e indiferenciada, é um dos fluxos de resíduos mais difíceis de gerir.

Esta diretiva estabelece metas ambiciosas para os 27 Estados-Membros em matéria de prevenção de resíduos, indicando que estes devem reduzir o desperdício alimentar ao longo das cadeias de produção e de abastecimento em 30% até 2025 e em 50% até 2030. No que diz respeito à valorização dos RU, determina-se que a preparação para a reutilização e a reciclagem deve aumentar para um mínimo de 55% em peso até 2025; 60% até 2030 e 65% até 2035, e prevê a fixação de metas neste contexto para os resíduos: têxteis, biorresíduos, comerciais, RCD e industriais não perigosos até 31 de dezembro de 2024.

Em relação à recolha seletiva, esta diretiva estabelece os fluxos de resíduos urbanos que devem ser separados na fonte e recolhidos seletivamente, bem como o prazo para a sua implementação, “a fim de evitar o tratamento de resíduos que relega os recursos para os níveis mais baixos da hierarquia dos resíduos, de permitir uma reciclagem de elevada qualidade e de impulsionar a utilização de matérias-primas secundárias de qualidade” (Diretiva (UE) 2018/851):

- Multimaterial (papel, metal, plástico e vidro): até 2015
- Biorresíduos: até 31 de dezembro de 2023
- Resíduos têxteis: até 1 de janeiro de 2025
- Resíduos domésticos perigosos: até 1 de janeiro de 2025
- Óleos usados - fluxo essencial para a recolha seletiva, a menos que não seja tecnicamente viável

No caso dos resíduos domésticos perigosos, é dado como exemplo as tintas, os vernizes, os solventes ou os produtos de limpeza. Neste contexto, a diretiva estabelece ainda que, sempre que adequado, os resíduos que contenham substâncias perigosos de embalagens ou biorresíduos devem também ser objeto de recolhas específicas. No que respeita aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos (REEE) e aos resíduos de pilhas e acumuladores (RPA), afirma-se que já existem obrigações de recolha específicas para estes fluxos – conforme Diretiva (UE) 2018/849.

Os biorresíduos são definidos pela diretiva como “os resíduos biodegradáveis de jardins e parques, os resíduos alimentares e de cozinha das habitações, dos escritórios, dos restaurantes, dos grossistas, das cantinas, das unidades de catering e retalho, e os resíduos similares das unidades de transformação de alimentos” (Diretiva (UE) 2018/851).

A DQR deixa claro que os países que conseguem um sistema eficiente de gestão de resíduos urbanos, tendem a ser eficientes na gestão global de resíduos. A bioeconomia sustentável é vista como uma grande oportunidade para substituir as matérias-primas baseadas em combustíveis fósseis por fontes renováveis – "a luta contra o lixo deverá ser um esforço partilhado entre as autoridades competentes, os produtores e os consumidores" (Diretiva (UE) 2018/851).

A última diretiva do pacote é a Diretiva (UE) 2018/852[4], que se refere às embalagens e aos resíduos de embalagens, afirmando que "os Estados-Membros devem tomar medidas para incentivar a utilização de embalagens reutilizáveis e obter uma redução do consumo de embalagens não recicláveis e de embalagens excessivas" (Diretiva (UE) 2018/852). E traz as seguintes definições para resíduos, embalagens e resíduos de embalagem:

- Resíduos de embalagem - "qualquer embalagem ou material de embalagem abrangido pela definição de resíduos estabelecida no artigo 3.º da Diretiva 2008/98/CE, excluindo os resíduos de produção"
- Resíduos – "quaisquer substâncias ou objetos de que o detentor se desfaz ou tem intenção ou obrigação de se desfazer" - tal como o artigo 3.º da Diretiva 2008/98/CE
- Embalagem – "todos os produtos feitos de quaisquer materiais, seja qual for a sua natureza, utilizados para conter, proteger, movimentar, entregar e apresentar mercadorias, desde as matérias-primas até aos produtos transformados, e desde o produtor até ao utilizador ou consumidor".

As embalagens são ainda divididas em três tipos: primárias, secundárias e terciárias, definido pela Diretiva (UE) 2018/852 como:

> (i) Embalagem de venda ou embalagem primária, ou seja, qualquer embalagem concebida com o objetivo de constituir uma unidade de venda ao utilizador ou consumidor final no ponto de compra
> (ii) Embalagem grupada ou embalagem secundária, ou seja, qualquer embalagem concebida com o objetivo de constituir, no ponto de compra, uma grupagem de determinado número de unidades de venda, quer estas sejam vendidas como tal ao utilizador ou consumidor final, quer sejam apenas utilizadas como meio de reaprovisionamento do ponto de venda; este tipo de embalagem pode ser retirado do produto sem afetar as suas características
> (iii) Embalagem de transporte ou embalagem terciária, ou seja, qualquer embalagem concebida com o objetivo de facilitar a movimentação e o transporte de uma série de unidades de venda ou embalagens grupadas, a fim de evitar danos físicos durante a movimentação e o transporte. A embalagem de transporte não inclui os contentores para transporte rodoviário, ferroviário, marítimo e aéreo

O anexo I da presente diretiva fornece exemplos de critérios para embalagens e não embalagens. As metas a atingir para a reciclagem são as seguintes (Diretiva (UE) 2018/852):

[4] Diretiva (UE) 2018/852 do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de maio de 2018 que altera a Diretiva 94/62/CE relativa a embalagens e resíduos de embalagens.

- Até 31 de dezembro de 2025, devem ser reciclados pelo menos 65%, em peso, de todos os resíduos de embalagens. Entre os diferentes tipos de materiais, as metas mínimas são:
  - ✓ 25% da madeira
  - ✓ 50% do plástico
  - ✓ 50% do alumínio
  - ✓ 70% dos metais ferrosos
  - ✓ 70% do vidro
  - ✓ 75% do papel e do cartão

- Até 31 de dezembro de 2030, devem ser reciclados pelo menos 70%, em peso, de todos os resíduos de embalagens. Entre os diferentes tipos de materiais, as metas mínimas são:
  - ✓ 30% da madeira
  - ✓ 55% do plástico
  - ✓ 60% do alumínio
  - ✓ 75% do vidro
  - ✓ 80% dos metais ferrosos
  - ✓ 85% do papel e do cartão

A diretiva estabelece que as metas para 2030 devem ser reexaminadas, altura em que será prestado atenção a outros "fluxos de resíduos de embalagens específicos, tais como os resíduos de embalagens domésticos, comerciais e industriais, bem como resíduos de embalagens compósitas" (Diretiva (UE) 2018/852).

No ano seguinte à publicação do "Pacote Resíduos", foi também publicada a Diretiva (UE) 2019/904[5], que incide sobre os produtos de plástico de utilização única, os produtos de plástico oxodegradável e as artes de pesca que contêm plástico, representando cerca de 86% dos produtos de plástico encontrados nas praias da União. As artes de pesca representam 27% do lixo marinho na União, enquanto os artigos de plástico de utilização única representam um total de 50% (os filtros de produtos do tabaco que contêm plástico foram o segundo produto de utilização única mais frequentemente encontrado); é referido que o primeiro produto é muito pouco reciclado em comparação com o que é colocado no mercado, e o segundo tipo de produto de plástico "são descartados após terem sido usados uma única vez para os fins a que se destinam, são raramente reciclados e tendem a tornar-se lixo" (Diretiva (UE) 2019/904).

De acordo com esta diretiva, a elevada funcionalidade dos plásticos em muitos setores e o custo de produção relativamente baixo "tem tornado os respetivos padrões de produção e consumo cada vez mais ineficientes e lineares" (Diretiva (UE) 2019/904), pelo que as novas orientações têm em vista contribuir para o 12.º ODS da Agenda 2030, visando assegurar padrões de consumo e de produção sustentáveis.

[5] Diretiva (UE) 2019/904 do Parlamento Europeu e do Conselho de 5 de junho de 2019 relativa à redução do impacto de determinados produtos de plástico no ambiente.

Por conseguinte, estabelece as seguintes metas para as garrafas de plástico para bebidas com capacidade inferior a três litros, incluindo as tampas e cápsulas (Diretiva (UE) 2019/904):

- A partir de 2025, as garrafas do tipo PET (politereftalato de etileno) devem conter pelo menos 25% de plástico reciclado
- A partir de 2030, todas as garrafas devem conter pelo menos, 30% de plástico reciclado
- A partir de 2025, 77% de todas as garrafas devem ser objeto de recolha seletiva
- A partir de 2029, 90% de todas as garrafas devem ser objeto de recolha seletiva

O relatório "Mais Crescimento, Menos Lixo" de 2021 do Grupo Banco Mundial, atualiza o relatório "*What a Waste 2.0*" de 2018, que estimou a produção de resíduos urbanos de 2020 a 2050, com base em dados municipais de 217 países e economias, conforme apresentado na Figura 3. Em 2020, estimou-se um total de 2,24 mil milhões de toneladas de RU produzidos, representado em média 0,79 kg *per capita* por dia, e que será produzido um total de 3,88 mil milhões de toneladas até 2050 (1,09 kg *per capita* por dia).

O relatório afirma que "a produção global de resíduos deverá aumentar 70% entre 2016 e 2050, impulsionada pelo aumento da prosperidade e da urbanização" (Kaza, Shrikanth & Chaudhary, 2021), pelo que apontam como os principais fatores do aumento da produção de resíduos:

1. Crescimento do produto interno bruto (PIB) - à medida que um país avança economicamente, suas taxas de produção de resíduos per capita aumentam;
2. Crescimento populacional - à medida que a população de um país cresce, a quantidade total de resíduos produzidos também aumenta.

É importante notar que, dos 2,24 mil milhões produzidos em 2020, estima-se que 1,86 mil milhões tenham sido depositados em aterros, incinerados ou eliminados de outra forma.

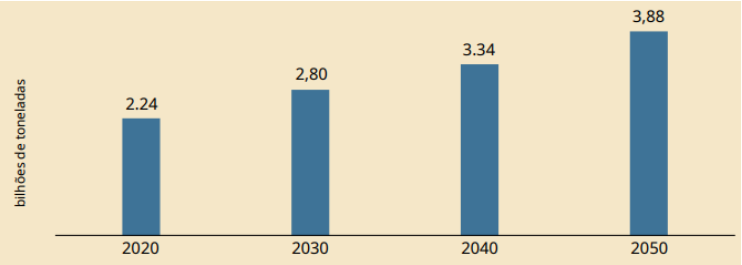


Figura 3: Previsão da produção global de resíduos urbanos (Fonte: Grupo Banco Mundial, 2021).

Segundo Barbosa (2023), os dados dos últimos anos, 2005 a 2020, mostraram que a Espanha e os Países Baixos conseguiram dissociar o crescimento económico da sua produção de resíduos urbanos, registando curvas opostos; enquanto o PIB *per capita* aumenta, a produção de resíduos diminui.

No relatório da Comissão Europeia (CE) de 2022 sobre o reexame da aplicação da política ambiental portuguesa, é referido o desempenho da gestão de resíduos em 2020, no qual se constata que “Portugal está muito abaixo da média da UE nos indicadores relativos à economia circular e à gestão de resíduos”. A taxa de utilização de materiais circulares é apresentada conforme na Figura 4:

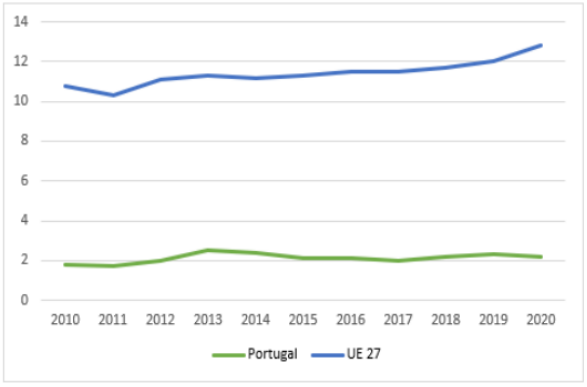


Figura 4: Taxa de utilização de materiais circulares (Fonte: Comissão Europeia, 2022).

Esta taxa indica a percentagem em que os materiais foram reintroduzidos na economia (matéria-prima secundária). Em 2020, a média da UE foi de 12,8% e a de Portugal de 2,4%, não tendo sido atingido a meta de 50% de reciclagem para este ano. O relatório refere que “para concretizar as metas da UE para a próxima década, nomeadamente a reciclagem de 55% dos resíduos até 2025, exigirá esforços significativos”.

Na Figura 5 mostra o índice de produtividade dos recursos, que indica a “eficiência com que a economia utiliza os recursos materiais para produzir riqueza” (média da UE = 2,09 e de Portugal = 1,1 EUR).

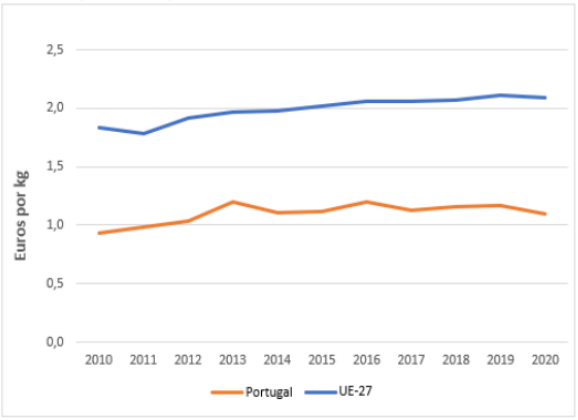


Figura 5: Produtividade dos recursos (Fonte: Comissão Europeia, 2022).

A produção média de RU em Portugal foi registada com 513 kg *per capita* por ano, enquanto a da UE foi de 505 *per capita* por ano, conforme Figura 6. Embora não haja grande diferença em termos de quantidade, o relatório afirma que "esta tendência sugere que o crescimento económico de Portugal ainda não está dissociado da produção de resíduos".

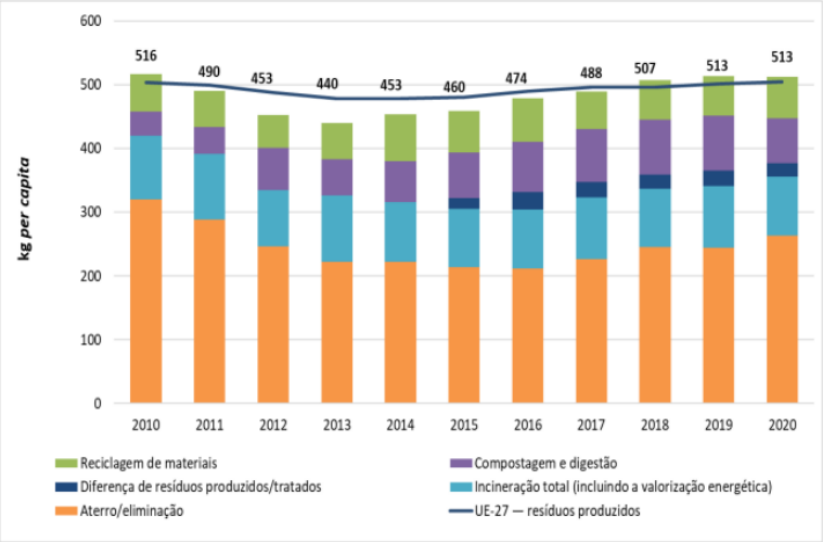


Figura 6: Resíduos urbanos por método de tratamento em Portugal (Fonte: Comissão Europeia, 2022).

O relatório menciona ainda a aprovação do Plano de Ação para a Bioeconomia Sustentável (PABS) – Horizonte 2025, a elaboração do Plano de Ação Nacional para a Economia Circular (PAEC) – Horizonte 2030, cujos principais objetivos são:

- ✓ Tornar a economia mais eficiente
- ✓ Transformar resíduos em recursos
- ✓ Tornar a economia regenerativa
- ✓ Promover uma sociedade mais sustentável

E que, devido às reformas circulares do Plano de Recuperação e Resiliência (PRR), "Portugal comprometeu-se a criar o novo regime geral de gestão de resíduos (RGGR) com vista a simplificar a utilização de subprodutos e a alinhar a política de resíduos de Portugal com os princípios da economia circular".

O relatório de revisão do desempenho ambiental da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE), de 2023, analisou os dados ambiental de Portugal no período de 2013 a 2019, e concluí também que o consumo de materiais e a produção de resíduos urbanos "cresceu ao mesmo ritmo ou mais rapidamente do que o produto interno bruto (PIB)", bem como assinalou os atrasos em relação à economia circular. Dados do ano de 2020, mostraram que para além da produção média de resíduos urbanos ser superior à média europeia, foi também um dos dez países com maiores taxas de deposição em aterro, como

mostra a Figura 7, o relatório conclui que em matéria de resíduos “o país não cumpriu a maior parte das suas metas de resíduos para 2020”.

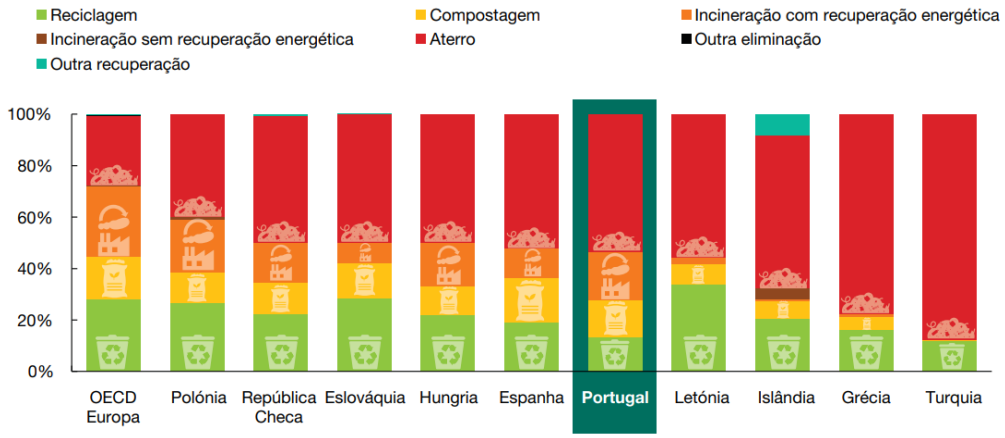


Figura 7: Os dez países europeus da OCDE com as taxas mais altas de deposição em aterro, no ano de 2020 (Fonte: OCDE, 2023).

Em comparação com a média da OCDE, Portugal produziu menos RU *per capita* em 2021, ou seja, 518 kg *per capita* enquanto a OCDE produziu 534 kg *per capita*. Relativamente à valorização dos RU, Portugal atingiu 28% no mesmo ano e a OCDE 34%.

As principais recomendações feitas pelo relatório, para o desenvolvimento sustentável, foram as seguintes:

- Acelerar a passagem dos custos de gestão dos resíduos urbanos para as famílias através de taxas específicas identificáveis, dissociadas da conta de água, no âmbito de campanhas de sensibilização mais amplas para elevar a hierarquia dos resíduos; desenvolver a recolha seletiva de resíduos
- Concluir a avaliação da reforma fiscal verde, com vista a uma aplicação mais coerente do princípio do poluidor-pagador e a apoiar uma recuperação ecológica e inclusiva

A Agência Europeia do Ambiente (AEA) publicou um relatório sobre os RU, intitulado “frações de dor de cabeça em resíduos municipais indiferenciados”, em 2023, e refere que com base nos dados do Eurostat para o ano de 2022, os RU representam 27% de todos os resíduos produzidos na Europa. O relatório afirma que o “seu caráter complexo, devido à sua composição, geração de fontes múltiplas e sua forte ligação com os padrões de consumo, confere-lhe um perfil político muito alto”.

A AEA refere o requisito da DQR atual em reciclar 55% de todos os RU até 2025, 60% até 2030 e 65% até 2035, mas estima que, mesmo que todos os Estados-Membros atinjam a meta até 2030, as tendências mostram que os RU indiferenciados poderão exceder 80 milhões de toneladas neste ano - nos últimos 5 anos, foram cerca de 113 milhões de toneladas por ano. Referem também a meta do Plano de Ação para a Economia Circular (PAEC, 2020) de reduzir

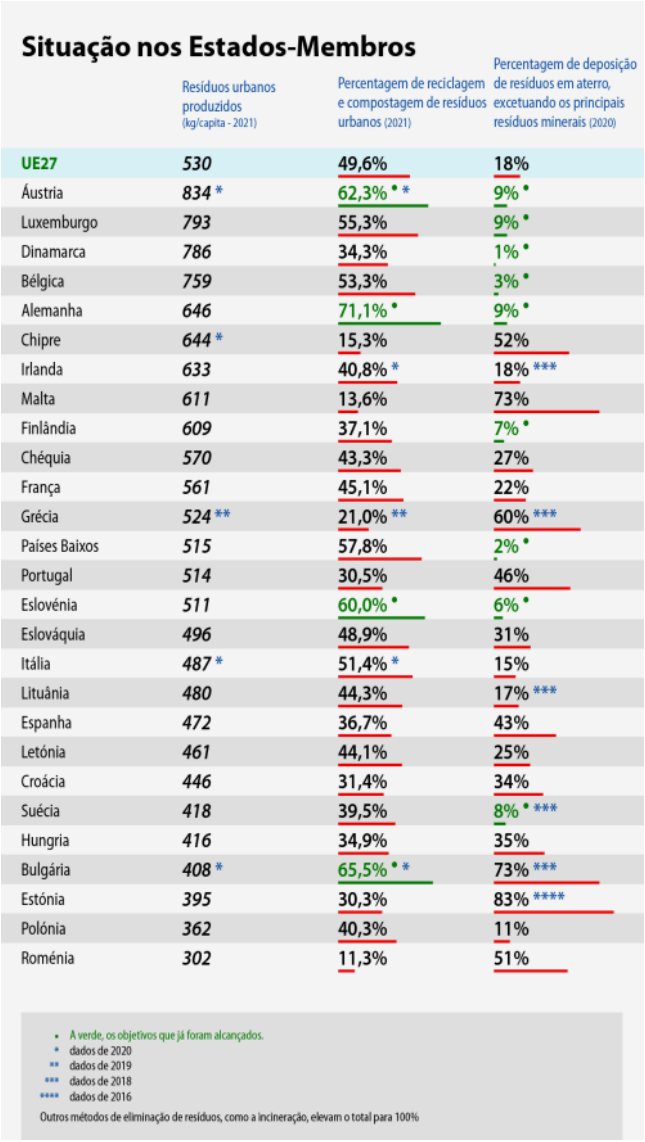
para metade os RU indiferenciados até 2030, o que significará uma redução de 56,5 milhões de toneladas por ano, equivalente a 130 kg *per capita*.

O relatório aponta 8 frações de resíduos como as mais problemáticas entre os RU indiferenciados, a saber:

1. Fralda descartáveis - volumoso, húmido, problemas de higiene e odor, problema crescente;
2. Copos de bebidas - processos de reciclagem não desenvolvidos, poucas opções de reutilização;
3. Têxteis de consumo inteligente (e-têxteis) – prevê-se que o mercado dos e-têxteis cresça fortemente na próxima década, pelo que devem ser implementadas estratégias desde já, antes de uma eliminação insustentável e da perda de recursos valiosos;
4. Poliestireno expandido (EPS) - muito leve e volumoso, risco de contaminação com, por exemplo, retardadores de chama. Muitos programas de reciclagem de contentores não aceitam materiais EPS ou não têm capacidade de reciclagem;
5. Produtos que contêm substâncias perfluoroalquiladas (PFAS) – riscos para o ambiente e a saúde no fim de vida;
6. Colchões – volumosos, com uma estrutura composta complexa, podem conter retardadores de chama e, por conseguinte, são difíceis de reciclar;
7. Móveis – produtos volumosos, complexos e multimateriais;
8. Produtos multimateriais para crianças - Produtos multimateriais, muitas vezes contendo eletrónica e baterias.

O relatório afirma que os resultados alcançados pelo regime de responsabilidade alargada do produtor têm sido promissores no que respeita à recolha de fluxos específicos de resíduos e à sua reciclagem, e assinala também os benéficos do incentivo à conceção ecológica, “a maioria dos produtos necessita de uma nova conceção para permitir e possibilitar uma maior circularidade, incluindo um prolongamento da vida útil através de uma maior durabilidade e reparação”.

O artigo deste ano do Parlamento Europeu sobre a gestão de resíduos na UE: fatos e números refere que “todos os anos são gerados 2,2 mil milhões de toneladas de resíduos globais na UE. Mais de um quarto desses resíduos são urbanos (27%)”. Este artigo analisou os dados dos RU de 27 Estados-Membros entre 2008 e 2021 e apresentou a Figura 8:



Situação nos Estados-Membros

	Resíduos urbanos produzidos (kg/capita - 2021)	Percentagem de reciclagem e compostagem de resíduos urbanos (2021)	Percentagem de deposição de resíduos em aterro, excetuando os principais resíduos minerais (2020)
UE27	530	49,6%	18%
Áustria	834 *	62,3% • *	9% •
Luxemburgo	793	55,3%	9% •
Dinamarca	786	34,3%	1% •
Bélgica	759	53,3%	3% •
Alemanha	646	71,1% •	9% •
Chipre	644 *	15,3%	52%
Irlanda	633	40,8% *	18% ***
Malta	611	13,6%	73%
Finlândia	609	37,1%	7% •
Chéquia	570	43,3%	27%
França	561	45,1%	22%
Grécia	524 **	21,0% **	60% ***
Países Baixos	515	57,8%	2% •
Portugal	514	30,5%	46%
Eslovénia	511	60,0% •	6% •
Eslováquia	496	48,9%	31%
Itália	487 *	51,4% *	15%
Lituânia	480	44,3%	17% ***
Espanha	472	36,7%	43%
Letónia	461	44,1%	25%
Croácia	446	31,4%	34%
Suécia	418	39,5%	8% • ***
Hungria	416	34,9%	35%
Bulgária	408 *	65,5% • *	73% ***
Estónia	395	30,3%	83% ****
Polónia	362	40,3%	11%
Roménia	302	11,3%	51%

• A verde, os objetivos que já foram alcançados.
* dados de 2020
** dados de 2019
*** dados de 2018
**** dados de 2016
Outros métodos de eliminação de resíduos, como a incineração, elevam o total para 100%

Figura 8: Situação dos resíduos urbanos nos Estados-Membros (Fonte: Parlamento Europeu, 2023).

2.1.1.2. Lista Europeia de Resíduos (LER)

A Lista Europeia de Resíduos (LER) é um documento essencial que classifica os resíduos com base na sua origem e características, com o objetivo de identificar se são perigosos ou não. Este

documento foi publicado pela Decisão da Comissão Europeia 2014/955/EU[6] em conformidade com a Diretiva 2008/98/CE (DQR - versão anterior à atual). Decidir se o resíduo é considerado perigoso ou não perigoso é crucial para toda a sua gestão, desde a produção até ao destino final.

A LER é composta por 20 capítulos, numerados com dois dígitos de 01 a 20, de acordo com a sua origem de produção (urbana, industrial, agrícola, hospitalar, etc.), e especificidades (óleos usados, resíduos de processos térmicos, etc). Cada capítulo subdivide-se em um ou mais subcapítulos, numerados com um código de quatro dígitos. No final da classificação, cada tipo de resíduo terá um código de seis dígitos, dos quais os dois primeiros correspondem ao seu capítulo. Os códigos marcados com um asterisco (*) são considerados resíduos perigosos.

A DQR, referida acima, também define os resíduos urbanos como os "tipos de resíduos incluídos no subcapítulo 15 01 e no capítulo 20, com exceção dos códigos 20 02 02, 20 03 04 e 20 03 06, da lista de resíduos estabelecida pela Decisão 2014/955/UE da Comissão". Além do capítulo 17 correspondente aos RCD, no caso de serem provenientes de pequenas atividades de construção e demolição em habitações domésticas, como se segue:

- Incluído nos RU
  - ✓ Subcapítulo 15 01 - Embalagens (incluindo resíduos urbanos e equiparados de embalagens, recolhidos separadamente)
  - ✓ Capítulo 17 - Resíduos de construção e de demolição (incluindo solos escavados de locais contaminados)
  - ✓ Capítulo 20 - Resíduos urbanos e equiparados (resíduos domésticos, do comércio, da indústria e dos serviços), incluindo as frações recolhidas seletivamente
    - ➢ Subcapítulo - 20 01 Frações recolhidas seletivamente (exceto 15 01)
    - ➢ Subcapítulo - 20 02 Resíduos de jardins e parques (incluindo cemitérios)
    - ➢ Subcapítulo - 20 03 Outros resíduos urbanos e equiparados

- Excluído dos RU
  - ✓ Todos os outros capítulos
  - ✓ 20 02 02 - terras e pedras
  - ✓ 20 03 04 - lamas de fossas séticas
  - ✓ 20 03 06 - resíduos da limpeza de esgotos

O capítulo 16 refere-se a "resíduos não especificados noutros capítulos da lista". Para fins estatísticos, os Estados-Membros podem utilizar o capítulo 19 para o tratamento dos RU (DQR, 2018).

Para facilitar a compreensão da LER, a Comissão Europeia publicou uma Comunicação (2018/C124/01) com orientações técnicas sobre a identificação das características de perigosidade dos resíduos, bem como a aplicação da legislação da UE. A definição de resíduos perigosos é dada como "resíduos que apresentem uma ou mais das características de

[6] Decisão da Comissão de 18 de dezembro de 2014 que altera a Decisão 2000/532/CE relativa à lista de resíduos em conformidade com a Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho – revisada em 2014 e 2017, conforme mencionado pela Comunicação da Comissão (2018/C 124/01) e em 2018, conforme referido na Diretiva 2018/851/CE.

perigosidade enumeradas no Anexo III da Diretiva 2008/98/CE", tais como explosivos, inflamáveis, tóxico, nocivo, infeciosos, etc.

O comunicado refere que, a partir do momento em que um resíduo é classificado como perigoso, deve cumprir uma série de obrigações legais, ao longo de toda a sua gestão, nomeadamente em termos de rotulagem, embalagem e tratamento final - "a legislação da UE determina igualmente que os resíduos perigosos só podem ser tratados em instalações de tratamento especificamente concebidas para o efeito e que tenham obtido uma licença especial". Para além da divisão entre capítulos e subcapítulos, a LER está também dividida em três tipos de entradas, de acordo com o Comunicado 2018/C124/01, são elas:

1. Entradas absolutas de resíduos perigosos: os resíduos aos quais são atribuídas estas entradas não podem ser enquadrados em entradas de resíduos não perigosos e são classificados como perigosos, sem demais avaliações
2. Entradas absolutas de resíduos não perigosos: os resíduos aos quais são atribuídas estas entradas não podem ser enquadrados em entradas de resíduos perigosos e são classificados como não perigosos, sem demais avaliações
3. Entradas duplas: caso um resíduo da mesma fonte possa, ao abrigo da LER, ser enquadrado numa entrada de resíduos perigosos ou numa entrada de resíduos não perigosos, consoante o caso específico e a sua composição

Em 2020, a APA também elaborou um Guia de Classificação de Resíduos para apoiar a compreensão da LER, em Portugal. O guia reforça que, uma vez que o principal objetivo da gestão de resíduos é garantir que todos terão um destino final de acordo com os princípios da hierarquia dos resíduos, "é fundamental que os resíduos sejam devidamente separados e classificados na origem, para que o seu destino final seja o mais adequado e o menos nefasto para a saúde humana e para o ambiente".

Neste guia, é criado um processo de classificação de resíduos e é exemplificado a forma de atribuir códigos LER a diferentes tipos de resíduos. A primeira fase consiste em determinar os tipos de entrada, designado neste guia como: entrada absoluta perigosa, entrada absoluta não perigosa e entrada espelho, e a segunda fase consiste em avaliar a perigosidade, sendo o 1º passo a caracterização dos resíduos.

Em relação aos resíduos urbanos, o guia apresenta as seguintes notificações:

- Todos os resíduos de embalagens são classificados no subcapítulo 15 01, independentemente do setor em que tiveram origem: doméstico, comercial ou industrial. Um resíduo só poderá ser considerado embalagem se estiver vazio, caso contrário deverá ser classificado com o código LER correspondente ao conteúdo da embalagem
- Capítulo 17 de classificação de resíduos de construção e demolição, RCDs, onde se enquadram todos os resíduos desta tipologia provenientes de todas as fontes geradoras, incluindo resíduos com proveniência urbana
- Capítulo 20, todos os resíduos de proveniência doméstica, de serviços e comercial deverão ser classificados neste capítulo. Alguns códigos poderão ser utilizados pelas atividades industriais desde que seja um resíduo similar aos domésticos e não haja código LER adequado no capítulo da fonte geradora

> correspondente. Todos os resíduos urbanos que sejam recolhidos seletivamente deverão ser classificados no subcapítulo 20 01. As misturas de resíduos urbanos deverão ser classificadas no subcapítulo 20 03
> - No que diz respeito à classificação de um resíduo com um código LER terminado em 99, a qual deverá ser evitada, sempre que possível, salienta-se que será necessário acrescentar ao código uma descrição mais específica do resíduo em questão, como por exemplo 20 01 99 – cápsulas de café.

Por último, o guia recorda que a LER só é aplicável aos resíduos abrangidos pelo Regime Geral de Gestão de Resíduos (RGGR), que será objeto de comentários a seguir.

2.1.2. Política de gestão de resíduos urbanos em Portugal

2.1.2.1. Decreto-Lei n.º 102-D/2020, na sua redação atual

Tendo em conta a atualização do "Pacote Resíduos" da União em 2018, o Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro, transpôs todas as diretivas, alterando também o regime geral de gestão de resíduos, até então aprovado pelo DL n.º 178/2006; o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, aprovado anteriormente pelo DL n.º 183/2009; e o regime da gestão de fluxos específicos de resíduos, aprovada pelo DL n.º 152-D/2017, designado por UNILEX. O presente DL n.º 102-D/2020, foi retificado pela Declaração de Retificação n.º 3/2021, de 21 de janeiro de 2021, e alterado pela Lei n.º 52/2021, de 10 de agosto de 2021.

O RGGR define a gestão de resíduos como "a recolha, o transporte, a triagem, a valorização e a eliminação de resíduos, incluindo a supervisão destas operações, a manutenção dos locais de eliminação após encerramento, e as medidas tomadas na qualidade de comerciante de resíduos ou corretor de resíduos" e estabelece que a responsabilidade pela gestão de resíduos é do produtor inicial dos resíduos, e partilhada pelos distribuidores desse produto.

Determina de forma contundente os princípios da hierarquia dos resíduos, para uma transição efetiva para uma economia circular.

No âmbito dos RU, a sua definição é dada como a da DQR, para além de definir no n.º 3 do artigo 10.º que:

> Inclui os resíduos provenientes de estabelecimentos de comércio a retalho, serviços e restauração, estabelecimentos escolares, unidades de prestação de cuidados de saúde, empreendimentos turísticos, ou outras origens cujos resíduos sejam semelhantes em termos de natureza e composição aos das habitações, e sejam provenientes de um único estabelecimento que produza menos de 1100 l de resíduos por dia

E para determinar o volume diário, deve ser considerado "o volume médio de resíduos urbanos produzidos mensalmente, incluindo as frações recolhidas de forma seletiva e indiferenciada, considerando o número de dias de laboração".

No artigo 5.º estipula que são considerados resíduos "semelhantes em termos de natureza e composição aos das habitações" os resíduos que:

> a) Forem idênticos em tipologia, dimensão, materiais e utilização a resíduos produzidos nas habitações
> b) Não consistirem em substâncias ou objetos utilizados exclusivamente em contexto profissional, comercial ou industrial
> c) Puderem ser recolhidos através das redes de recolha de resíduos urbanos sem comprometer as operações de recolha ou contaminar os resíduos provenientes das habitações

No artigo 8.º, clarifica os resíduos que não são abrangidos pelo âmbito de aplicação dos RU, tal como a DQR 2018, sendo os resíduos:

- do processo produtivo
- da agricultura
- da silvicultura
- das pescas
- de fossas séticas ou redes de saneamento e tratamento (incluindo as lamas de depuração)
- os veículos em fim de vida
- os resíduos industriais
- os resíduos comerciais e outras atividades
- os RCD

Quanto aos RCD's, o capítulo 5 do RGGR, no n.º 4 do artigo 49.º, refere que "os sistemas municipais devem estabelecer as condições de recolha, transporte e/ou receção dos RCD, bem como definir as tarifas aplicáveis", para os RCD provenientes de atividades de pequena escala em habitações.

O RGGR pretende dissociar o crescimento económico da produção de resíduos de Portugal, e para isso, estabelece metas de prevenção e maior eficácia para a reciclagem, tais como:

Artigo 21.º, n.1

- ✓ Em 2025, reduzir em 5 % a quantidade de resíduos urbanos produzidos por habitante face aos valores de 2019
- ✓ Em 2030, reduzir em 15 % a quantidade de resíduos urbanos produzidos por habitante face aos valores de 2019
- ✓ Em 2025, reduzir a quantidade de resíduos alimentares nos estabelecimentos de restauração coletiva e comercial e nas cadeias de produção e de abastecimento, incluindo as indústrias agroalimentares, as empresas de *catering*, os supermercados e os hipermercados, em 25 % face aos valores de 2020

- ✓ Em 2030, reduzir a quantidade de resíduos alimentares nos estabelecimentos referidos na alínea anterior em 50 % face aos valores de 2020.

Artigo 23.º, n.5

- ✓ A partir de 1 de janeiro de 2024, é proibido às empresas do retalho alimentar, à indústria de produção de alimentos, ao comércio por grosso de alimentos e aos estabelecimentos de restauração o descarte de alimentos que ainda possam ser consumidos, sempre que existam formas seguras de escoamento.

Artigo 25.º, n.1:

- ✓ Até 2025, um aumento mínimo para 55%, em peso, da preparação para a reutilização e da reciclagem de resíduos urbanos, em que, pelo menos, 5% é resultante da preparação para reutilização de têxteis, equipamentos elétricos e eletrónicos, móveis e outros resíduos adequados para efeitos de preparação para reutilização
- ✓ Até 2030, um aumento mínimo para 60%, em peso, da preparação para a reutilização e da reciclagem de resíduos urbanos, em que, pelo menos, 10% é resultante da preparação para reutilização de têxteis, equipamentos elétricos e eletrónicos, móveis e outros resíduos adequados para efeitos de preparação para reutilização.

Artigo 25.º, n.3

- ✓ A partir de 1 de janeiro de 2024, a menos que o cliente solicite o contrário, é proibida a impressão e distribuição sistemática de: a) Recibos nas áreas de vendas e em estabelecimentos abertos ao público; b) Cartões de fidelização de clientes disponibilizados por lojas ou cadeias comerciais de lojas; c) Bilhetes por máquinas; d) Vouchers e tickets que visam promover ou reduzir os preços de venda de produtos ou serviços.

Artigo 31.º, n.1

- ✓ Até 1 de janeiro de 2025, as entidades responsáveis pelo sistema municipal de gestão de resíduos urbanos disponibilizam uma rede de recolha seletiva para os seguintes resíduos: a) Resíduos têxteis; b) Resíduos volumosos, incluindo colchões e mobiliário; c) Resíduos perigosos; d) Óleos alimentares usados; e) Resíduos de construção e demolição resultantes de pequenas reparações e obras de bricolage em habitações.

Artigo 36.º, n.1

- ✓ Os produtores e operadores de gestão de resíduos asseguram que os resíduos são recolhidos separadamente, por forma a facilitar e promover a sua gestão em observância do princípio da hierarquia dos resíduos, sem prejuízo do disposto no artigo seguinte.

Artigo 36.º, n.2

- ✓ As entidades responsáveis pelo sistema municipal ou multimunicipal de gestão de resíduos urbanos, de acordo com as respetivas competências, operacionalizam a recolha seletiva, no mínimo, das seguintes frações de resíduos:
  - Papel, metais, plástico e vidro
  - Biorresíduos, até 31 de dezembro de 2023
  - Têxteis, até 1 de janeiro de 2025
  - Óleos alimentares usados
  - Resíduos perigosos, até 1 de janeiro de 2025
  - Resíduos de mobiliário e outros resíduos volumosos, até 1 de janeiro de 2025
  - Resíduos de construção e demolição resultantes de pequenas reparações e obras de bricolage em habitações.

Relativamente à deposição em aterro, o presente DL n.º 102-D/2020, estabelece que apenas podem ser aceites resíduos não perigosos, que são:

a) Resíduos urbanos classificados como não perigosos no capítulo 20 da LER
b) As frações de resíduos urbanos não perigosas recolhidas seletivamente
c) Os resíduos não perigosos de outras origens, especificamente, do comércio, da indústria e dos serviços, equiparados aos resíduos urbanos.

E como metas, as seguintes:

Artigo 7.º, n.1

- ✓ A partir de 2030, nenhum resíduo adequado para reciclagem ou outro tipo de valorização, em especial os resíduos urbanos, pode ser aceite em aterros, com exceção dos resíduos cuja deposição em aterro conduza aos melhores resultados ambientais em conformidade com o princípio da hierarquia dos resíduos, devendo os Planos de Gestão de Resíduos, nomeadamente o Plano Estratégico de Resíduos Urbanos, prever medidas que o assegurem.

Artigo 8.º

- ✓ À data da entrada em vigor do presente regime, os resíduos urbanos biodegradáveis destinados a aterro não devem exceder 35% da quantidade total, em peso, dos resíduos urbanos biodegradáveis produzidos em 1995

- ✓ Até 2035, a quantidade de resíduos urbanos depositados em aterro, deve ser reduzida para um máximo de 10% da quantidade total de resíduos urbanos produzidos, por peso.

Artigo 9.º

- ✓ A partir de 1 de janeiro de 2026, salvo no caso de ocorrerem impedimentos imprevisíveis de caráter técnico, que devem ser imediatamente comunicados à entidade licenciadora, é proibida a deposição em aterro de resíduos biodegradáveis.

Em relação à gestão dos fluxos específicos de resíduos, a definição dada por este DL é "a categoria de resíduos cuja proveniência é transversal às várias origens ou setores de atividade, sujeitos a uma gestão específica" e sendo os resíduos urbanos indiferenciados definidos como "o resíduo urbano que permanece após as frações específicas de resíduos terem sido recolhidas seletivamente na origem". Os regimes jurídicos dos fluxos de resíduos específicos foram unificados no seu anterior diploma (DL n.º 152-D/2017, ou UNILEX), sendo seis fluxos específicos:

a) Embalagens e resíduos de embalagens
b) Óleos e óleos usados
c) Pneus e pneus usados
d) Equipamentos elétricos e eletrónicos e resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos
e) Pilhas e acumuladores e resíduos de pilhas e acumuladores
f) Veículos e veículos em fim de vida.

A embalagem é definida no artigo 3.º, tal como referido na Diretiva 2018/852/CE, com critérios auxiliares para a sua definição estipulados no anexo II do presente DL, que também fornece vários exemplos de embalagem e não embalagem (Quadro I, II e III).

No artigo 2.º, os equipamentos elétricos e eletrónicos são divididos em seis categorias:

1. Equipamentos de regulação da temperatura
2. Ecrãs, monitores e equipamentos com ecrãs de superfície superior a 100 cm2
3. Lâmpadas
4. Equipamentos de grandes dimensões com qualquer dimensão externa superior a 50 cm
5. Equipamentos de pequenas dimensões sem dimensões externas superiores a 50 cm
6. Equipamentos informáticos e de telecomunicações de pequenas dimensões, com nenhuma dimensão externa superior a 50 cm

Dispondo de exemplos pormenorizados no anexo I do presente DL para cada categoria.

A gestão de fluxos de resíduos específicos é abrangida pela responsabilidade alargada do produtor (RAP), que, conforme definido no n.º 1 do artigo 12.º, "consiste na responsabilidade financeira ou financeira e organizacional do produtor do produto relativamente à gestão da fase do ciclo de vida dos produtos quando estes se tornam resíduos", desde a sua origem até ao seu

destino final. Nos termos no n.º 1 do artigo 29.º, determina que todos os produtores ou detentores de resíduos devem:

a) Adotar medidas de prevenção da produção de resíduos
b) Adotar medidas com vista a garantir a gestão dos resíduos de acordo com a hierarquia da gestão de resíduos
c) Assegurar a triagem preliminar dos resíduos, quando não coloquem em causa a saúde humana ou o ambiente, de forma a permitir a recolha seletiva dos resíduos com vista à sua valorização

O Despacho nº 3227/2010[7], exemplifica esta responsabilidade com o fluxo das embalagens e resíduos de embalagens:

> Os embaladores e importadores de produtos embalados são responsáveis pela prestação de contrapartidas financeiras destinadas a suportar os acréscimos de custos com a recolha seletiva e triagem de resíduos de embalagens; Os fabricantes de embalagens e de matérias-primas de embalagens são responsáveis pela retoma e valorização dos resíduos de embalagens, diretamente ou através de organizações que tiverem sido criadas para assegurar a retoma e valorização dos materiais recuperados; Os produtores de resíduos de embalagens não urbanas têm de proceder, dentro das suas instalações, à recolha seletiva e triagem desses resíduos e providenciar a sua valorização, diretamente em unidades devidamente licenciadas para o efeito, ou através de sistemas de gestão.

Os responsáveis pelas embalagens e resíduos de embalagens não reutilizável podem optar por submeter essa gestão a um Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagens (SIGRE). De acordo com o site da APA, em Portugal existem três destes sistemas licenciados, as entidades Sociedade Ponto Verde (SPV), Novo Verde e Eletrão, para além de duas entidades gestoras específicas, a VALORMED como entidade gestora do Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagens e Medicamentos (SIGREM) e a VALORFITO como entidade gestora do Sistema Integrado de Gestão de Resíduos e Embalagens em Agricultura (SIGERU).

Conforme afirma Barbosa (2023), no caso da entidade gestora de fluxo específico SPV:

> Os produtores de embalagens e os distribuidores de produtos embalados organizaram-se e criaram a Sociedade Ponto Verde, à qual pagam uma taxa, em função das quantidades que colocam no mercado; essa taxa vai financiar as infraestruturas e processos que permitem recolher seletivamente esses materiais e favorecer a sua reciclagem.

Os resíduos de embalagens têm a sua própria meta de reciclagem; os números 3 e 5 do artigo 29.º estabelecem as metas conforme a Diretiva (UE) 2018/852. O Plano Estratégico de Resíduos Urbanos (PERSU) para o período de 2030, que será comentado a seguir, apresenta uma tabela, Figura 9, que sintetiza estas metas mais a estipulada na Diretiva SUP da UE 2019/904:

[7] Despacho n.º 3227/2010, que aprova o Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos (PPRU) para o período de 2009 a 2016.

	2022	2025	2027	2029	2030
Reciclagem ERE global	63 %	65 %	67 %		70 %
Vidro	65 %	70 %	73 %		75 %
Papel e cartão	65 %	75 %	80 %		85 %
Metais ferrosos	60 %	70 %	75 %		80 %
Alumínio	40 %	50 %	55 %		60 %
Plástico	36 %	50 %	53 %		55 %
Madeira	20 %	25 %	28 %		30 %
Recolha de garrafas de bebidas de plástico de uso único com capacidade inferior a três litros		77 %		90 %	

Figura 9: Metas de reciclagem de resíduos de embalagens e de recolha de garrafas de bebidas de plástico de uso único (PERSU, 2030).

2.1.2.2. Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos (PERSU)

Segundo Cruz (2005), a partir da Diretiva 75/442/CEE, de 15 de junho e do Decreto-Lei n.º 310/95, de 20 de novembro, o grupo de trabalho responsável pela elaboração do primeiro PERSU foi iniciado em 1996 e aprovado em 1997, no qual objetiva a "proibição de deposição de resíduos em lixeiras; caracterização dos resíduos produzidos; gestão de resíduos de acordo com as condicionantes geográficas; garantia de uma rede de destinos finais adequados" (Cruz, 2005, p.5).

O RGGR, acima comentado, refere que os planos de gestão de resíduos estabelecem as ações para o cumprimento dos objetivos e metas nacionais e internacionais aplicáveis, e que são elaborados pela Autoridade Nacional de Resíduos (ANR) e aprovados por resoluções do Conselho de Ministros, após interação com a CAGER - Comissão de Acompanhamento da Gestão de Resíduos (DL n.º 102-D/2020).

Conforme mencionado na Portaria n.º 187/2007, de 12 de fevereiro de 2007, o PERSU I foi elaborado em 1996/1997, reeditado em 1999 e monitorizado em 2004/2005, tendo proporcionado grandes avanços para o setor dos resíduos, como a erradicação total das lixeiras em Portugal Continental no ano de 2002, para além da criação de sistemas de recolha seletiva multimaterial e de sistemas multimunicipais e intermunicipais de gestão de resíduos urbanos (ver seção seguinte). A presente portaria aprova o PERSU II para o período de 2007 a 2016.

Tendo em conta a necessidade de articular o PERSU II com as novas medidas nacionais e comunitárias, a Portaria n.º 187-A/2014, de 17 de setembro de 2014, aprovou o PERSU 2020, estipulado para o período de 2014 a 2020, este plano também revoga o Despacho n.º 3227/2010 referido anteriormente. Em julho de 2019, foi efetuado um ajustamento às medidas estabelecidas, com a publicação do PERSU 2020+.

2020 foi um ano atípico, devido à pandemia causada pelo vírus SARS-CoV-2 (COVID-19), e tendo também em conta o atraso de cerca de três anos na disponibilização de fundos da União para o setor, existe um hiato até à aprovação do atual plano.

Assim, o novo PERSU, de quarta geração, tem um horizonte temporal até 2030. Foi elaborado pela Agência Portuguesa do Ambiente, e aprovado pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, de 24 de março de 2023. Uma das principais razões para a realização deste plano, deve-se às alterações das Diretivas do "Pacote Resíduos" da União, bem como da Diretiva relativa aos produtos de plásticos de utilização única, designada como Diretiva SUP, realizadas em 2018 e 2019, respetivamente (ver seção 2.1.1.1.).

O princípio da hierarquia dos resíduos é tratado como prioridade máxima, centrando-se na prevenção e redução da produção de resíduos, promovendo a reutilização e o prolongamento da vida útil dos produtos e, para os resíduos que não podem ser evitados, o plano promove o reforço da recolha seletiva, com vista à maior qualidade dos produtos reciclados (matéria-prima secundária), para o cumprimento das metas e objetivos de Portugal em relação ao compromisso com a União. Para o efeito, o PERSU 2030 estabelece três eixos:

1. Prevenção
2. Gestão de Resíduos
3. Operacionalização

E ligados aos eixos, seis objetivos:

1.1 Reduzir a produção e perigosidade dos RU
2.1 Promover a recolha seletiva e tratamento adequado
2.2 Assegurar a valorização dos resultantes do tratamento dos RU
3.1 Reforçar os instrumentos económico-financeiros
3.2 Assegurar a sustentabilidade económica e a capacitação do setor
3.3 Comunicar e monitorizar o plano

O PERSU 2030 faz referência a outros planos com os quais está alinhado a nível internacional:

- Agenda 2030, especialmente o ODS 12 – Produção e Consumo Sustentáveis, destacando o foco em:
  - ✓ Reduzir para metade o desperdício de alimentos per capita a nível mundial
  - ✓ Reduzir substancialmente a produção de resíduos por meio da prevenção, redução, reutilização e reciclagem

- Pacto Ecológico Europeu, fundamental para atingir os objetivos da Agenda 2030, destacando o foco em:
  - ✓ Emissões líquidas de gases com efeito de estufa (GEE) sejam nulas em 2050
  - ✓ Crescimento económico esteja dissociado da utilização de recursos
  - ✓ Ninguém nem nenhuma região seja deixado para trás

E outros planos nacionais que procuraram alinhar-se com os planos internacionais:

- Estratégia dos Biorresíduos
- Plano de Ação de Combate ao Desperdício Alimentar (PACDA)
- Estratégia Nacional de Combate ao Desperdício Alimentar (ENCDA)
- Plano de Ação para a Economia Circular (PAEC)
- Estratégia Nacional de Educação Ambiental (ENEA)
- Roteiro para a Neutralidade Carbónica 2050 (RNC 2050)
- Plano Nacional de Energia e Clima 2030 (PNEC 2030)
- Plano para a Bioeconomia Sustentável 2025 (PABS 2025)

Refere-se ainda sobre o esclarecimento acerca da definição dos resíduos urbanos pela DQR de 2018, com vista a harmonizar os conceitos atribuídos pelos Estados-Membros.

Relativamente à recolha seletiva, o PERSU 2030 menciona que, tal como estabelecido na UNILEX, os óleos alimentares deverão ser abrangidos pelo sistema de RAP até 2024, sendo ainda necessário um maior esforço de preparação para a reutilização e reciclagem, nomeadamente das mobílias/monstros, REEE e RPA. Em 2019, a recolha seletiva representou cerca de 19% da recolha total de RU, e taxa de crescimento analisada de 2013 a 2019 foi de apenas 5,54%.

Em termos de metas, o PERSU 2030 afirma que para o cumprir a meta de prevenção definida pelo RGGR, de reduzir os RU em 5% até 2025 e 15% até 2030 em relação a produção de 2019, que era de 511 kg *per capita* por ano, será necessário atingir 476 kg *per capita* em 2025 e 436 kg *per capita* em 2030. Segundo Barbosa (2023), esta média de produção de RU atual inclui os resíduos produzidos pelo comércio, não existindo valores oficiais apenas para os resíduos domésticos, no entanto, a autora estima que este valor rondará os 350 kg *per capita* por ano, representado aproximadamente 70% do total de RU.

O PERSU 2030 deve ser monitorizado, sendo um dos seus indicadores: (i) produção de resíduos (t/ano); (ii) fração recolhida seletivamente por tipo de resíduos (%), e; (iii) fração reciclável (material e biorresíduos) nos resíduos indiferenciados (%).

2.1.2.3. Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos (SGRU)

De acordo com o site da Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR), Portugal produz atualmente 5,04 milhões de toneladas de RU por ano e cada habitante produz 1,40 kg de resíduos urbanos por dia. A gestão de todos estes resíduos compreende as etapas apresentadas na Figura 10, sendo os sistemas responsáveis pela gestão dos resíduos urbanos assegurados pelas entidades gestoras em baixa e em alta. A atividade em baixa incide essencialmente na recolha de resíduos indiferenciados provenientes das habitações e as entidades gestoras em alta são responsáveis pelas restantes etapas, incluindo a recolha seletiva. Segundo o Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (RASARP, 2022) da

ERSAR, existem 237 entidades gestoras em baixa e 23 entidades gestoras em alta, em Portugal Continental.

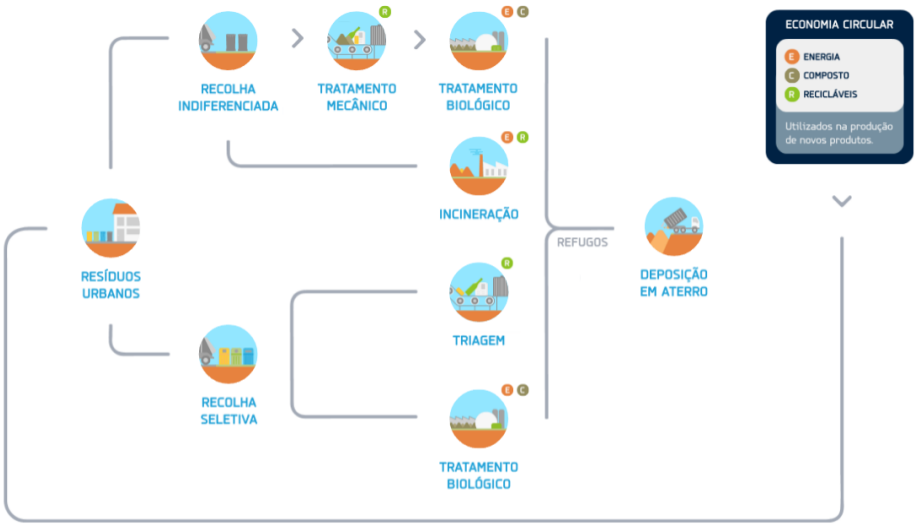


Figura 10: Ciclo da gestão de resíduos urbanos (Fonte: ERSAR, 2023).

Portanto, os serviços de gestão de RU compreendem, basicamente, a recolha, triagem, valorização e eliminação de resíduos, assegurados maioritariamente pelos sistemas de entidades gestoras em alta, também designados como Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos (SGRU), que dispõem desde equipamentos a infraestruturas que garantem todas as etapas da gestão integrada de RU. O último Relatório Anual de Resíduos Urbanos (RARU 2021) disponibilizado e elaborado pela APA, apresenta a distribuição geográfica dos 23 SGRU de Portugal Continental, conforme Figura 11:

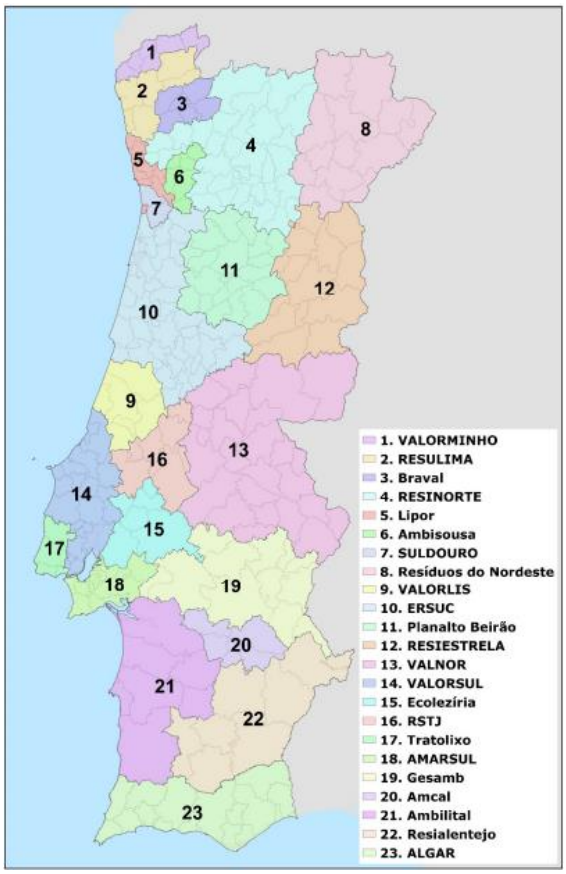


Figura 11: Mapa da distribuição dos SGRU em Portugal Continental (Fonte: APA, 2021).

De acordo com o site da APA, para a gestão integrada dos RU, a legislação prevê dois tipos de sistemas: entidades municipais ou associações de municípios e entidades multimunicipais, geridas por concessionárias. Segundo o RARU (2021), dos 23 SGRU de Portugal Continental, 11 são municipais/intermunicipais e 12 são multimunicipais; destes últimos, 11 fazem parte do universo EGF e o outro corresponde à Braval. Cada um destes sistemas dispõe de diferentes quantidades e tipos de infraestruturas para o tratamento dos resíduos urbanos produzidos na sua área de abrangência. No total, existem 101 infraestruturas no território continental de Portugal, sendo elas:

- 34 Aterros
- 30 Estações de triagem
- 19 Tratamento mecânico e biológico (TMB)
- 06 Tratamento mecânico (TM)
- 05 Tratamento biológico (dedicado a biorresíduos recolhidos seletivamente)
- 05 Unidades de produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR)
- 02 Central de valorização energética (CVE)

Em relação à produção de resíduos urbanos registado no RARU (2021), o valor foi de 511 kg *per capita* por ano, em Portugal Continental e 513 kg *per capita* por ano, incluindo as Regiões Autónomas, ambos representando 1,4 kg *per capita* por dia. Neste ano, os resíduos urbanos representando 28% do total de resíduos.

A caracterização física é apresentada pelo RARU (2021) conforme a Figura 12, com um gráfico circular que mostra a percentagem de resíduos urbanos produzidos, de acordo com as especificações técnicas para a sua caracterização, estabelecidas na Portaria n.º 851/2009, de 7 de agosto, incluindo amostras da recolha indiferenciada e seletiva; desta última com amostras constituídas pelos resíduos recolhidos dos ecopontos, porta a porta, de outros circuitos especiais e entregues em ecocentros:

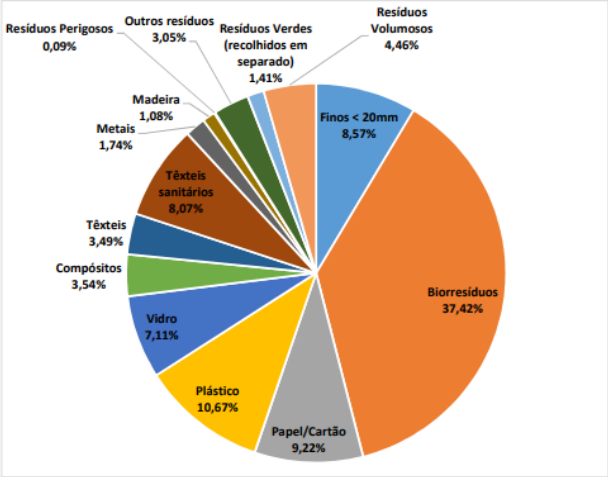


Figura 12: Caracterização física média dos RU produzidos, recolha seletiva e indiferenciada, em Portugal Continental (Fonte: APA, 2021).

Em conformidade com o glossário da Portaria que aprovou o PERSU II (n.º 187/2007), os resíduos biodegradáveis são os "resíduo que pode ser sujeito a decomposição anaeróbia ou aeróbia, como os resíduos alimentares e de jardim, o papel e o cartão", os resíduos que não sofrem qualquer transformação física, química ou biológica e não afetam outras substâncias são definidos como resíduos inertes, e os resíduos que têm na sua composição química, principalmente o elemento carbono, são definidos como resíduos orgânicos (por exemplo, restos de animais e vegetais). Sendo assim, em 2021, Portugal produziu cerca de 50% de resíduos biodegradáveis.

Barbosa comenta que, a primeira caracterização realizada em Lisboa, em 1962, caracterizou 75% de restos de alimentos, 10,5% de papel e cerca de 9% de resíduos inertes, no entanto, a autora afirma que "a quantidade *per capita*, em números absolutos, pouco evoluiu. O que aconteceu foi que nas nossas vidas entraram uma data de novos objetos com uma duração de

vida muito curta, descartados ao mesmo ritmo que as cascas e os talos da nossa cozinha, engrossando os nossos lixos e alterando a sua composição" (Barbosa, 2023).

Os destinos finais dos RU foram apresentados como mostra a Figura 13 (RARU, 2021):

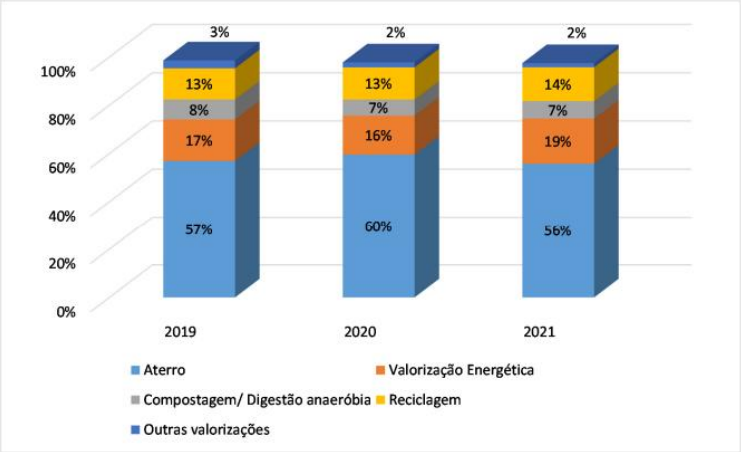


Figura 13: Destinos finais dos RU produzidos em Portugal Continental (Fonte: APA, 2021).

Os resíduos urbanos desviados do aterro foram valorizados energeticamente (19%), reciclados (14%), submetidos a compostagem/digestão anaeróbia (7%), ou valorizados de outra forma (2%), como por exemplo a produção de Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR). Os resíduos que tiveram como destino final os aterros, após o tratamento da totalidade dos resíduos produzidos, totalizaram 56%, embora haja uma nota no RARU (2021) explicando que para efeitos de cálculo face às metas de deposição em aterro, o valor correto é de 54%. De qualquer forma, verifica-se que para além de cerca de 50% dos RU serem biodegradáveis, mais de 50% de todos os RU foram depositados em aterro. De acordo com a Diretiva (UE) 2018/850, a deposição destes resíduos em aterro "acarreta importantes efeitos ambientais negativos em termos de emissões de gases com efeito de estufa e de poluição das águas de superfície, das águas subterrâneas, do solo e da atmosfera".

Entre estas cinco tipologias de tratamento e encaminhamento final de resíduos urbanos, o RARU (2021) apresenta ainda, como se pode observar na Figura 14, cada um dos 23 SGRU nas respetivas áreas de operação:

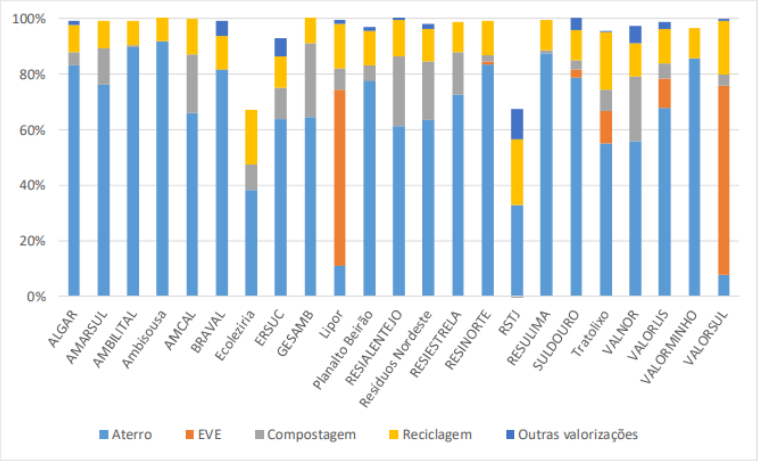


Figura 14: Destinos finais dos RU por cada SGRU (Fonte: APA, 2021).

Dos 23 SGRU existentes em Portugal Continental, 17 encaminharam para aterro mais de 60% dos RU rececionados na sua área de operação, enquanto os SGRU Lipor e Valorsul apresentaram elevadas taxas de valorização energética, uma vez que as 2 unidades de CVE localizam-se em suas áreas de abrangência, Porto e Lisboa, respetivamente.

Barbosa, sintetizou a interação dos SIGRE com os SGRU referindo que, no caso da recolha seletiva, as entidades gestoras de fluxos específicos ou SIGRE, como a SPV, pagam um “valor de contrapartida”, financiado pelo regime de responsabilidade alargada do produtor (RAP), pela recolha e triagem dos resíduos multimateriais – e posterior envio para reciclagem. No caso da recolha indiferenciada, a autora relata que como a gestão de resíduos urbanos tem o estatuto de serviço público, os cidadãos pagam uma taxa incluída na fatura da água proporcional ao seu consumo, uma vez que não existem contadores específicos para a produção de RU, a autora afirma que “o valor pago não reflete o grau de consumo do serviço “gestão de resíduos” por parte de cada unidade familiar, que é tanto maior quanto maior for a quantidade de resíduos gerados e menor a sua segregação” (Barbosa, 2023).

A metodologia para a caracterização e quantificação de resíduos urbanos será descrita na sequência, inicialmente serão abordados os principais conceitos para uma melhor compreensão de uma caracterização por amostragem, de seguida será abordado a evolução da caracterização no contexto de Portugal, e posteriormente as metodologias aplicadas em outros países nos últimos 15 anos.

2.2. Metodologia de quantificação e caracterização física dos resíduos urbanos

2.2.1. Metodologia de quantificação e caracterização de resíduos urbanos em Portugal

2.2.1.1. Principais conceitos para uma amostragem

Para uma melhor compreensão das etapas envolvidas em uma metodologia de caracterização e quantificação de resíduos urbanos, será descrito nesta seção, os principais conceitos estatísticos para uma metodologia por amostragem.

Carvalho (2014), realizou um trabalho no qual organizou os procedimentos para a conceção e execução de um plano de amostragem de acordo com a norma europeia EN 14899 e relatórios técnicos associados CN/TR 15310-1/2/3/4/5, em que refere que devido à elevada heterogeneidade dos resíduos urbanos "um programa de testes com vista a avaliar o seu destino pode ser bastante complexo, envolvendo vários planos de amostragem". Segundo a autora, um **plano de amostragem** estabelecerá as orientações sobre o tipo de amostragem, a dimensão e a quantidade das amostras, bem como os métodos para a sua preparação. A metodologia nacional espanhola (ver seção 2.2.3), refere que o plano de amostragem é "o procedimento pré-determinado para selecionar, remover, preservar, transportar e preparar as porções a serem recolhidas de uma população para fins de amostragem" (Ecoembes, 2020). Ainda de acordo com Carvalho (2014), a **população** é "um termo estatístico para designar o volume total de material que se pretende caracterizar por amostragem", sendo neste caso a população de resíduos urbanos.

O glossário de estatística realizado por Assis, Sousa & Dias (2019), vai referir que a **amostragem** é o "procedimento estatístico pelo qual se constitui uma amostra a partir de uma população. Na maior parte das pesquisas é absolutamente impraticável estudar todos os elementos de uma população", sendo a **amostra** um subconjunto dos elementos da população e a **unidade de amostragem** é a "menor porção física onde se recolhe informações em um levantamento amostral".

Na maior parte dos estudos de caracterização de resíduos urbanos, é aplicada a abordagem de **amostragem probabilística**. Carvalho (2014), afirma que esta abordagem se baseia na ideia de que "cada elemento da população tem igual probabilidade (pequena) de ser amostrado, mesmo que se trate de uma grande quantidade de resíduos", além de ser a abordagem mais representativa da composição de todo a população de resíduos.

Como mostra na Figura 15 de Medeiros (2019), com a técnica de amostragem é possível fazer **inferências estatísticas**, isto é, a partir da análise dos elementos analisados da amostra de resíduos é possível tirar conclusões sobre a população em que essa amostra foi recolhida.

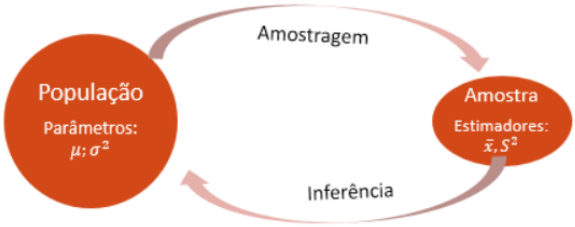


Figura 15: Inferência Estatística; Intervalo de Confiança (Fonte: Medeiros, 2019).

Entre os tipos de amostragem probabilística, ou seja, a forma como as unidades de amostra serão selecionadas no plano de amostragem, os três mais utilizados são: amostragem aleatória simples, amostragem sistemática e amostragem aleatória estratificada. Na **amostragem aleatória simples**, as amostras são selecionadas de forma independente e aleatória (Ecoembes, 2020), e de tal forma que a escolha de um tipo de resíduo não afeta a probabilidade de seleção de qualquer outro tipo, ou seja, cada tipo de resíduo tem a mesma probabilidade de ser selecionado na amostra (Assis, Sousa & Dias, 2019). Estes últimos autores atribuem a **amostragem sistemática** como uma simplificação do tipo de amostragem anterior, "neste caso, o primeiro elemento é sorteado e os demais são retirados em uma progressão aritmética, com uma determinada razão r, até completar o total de elementos da amostra (n)". A metodologia nacional espanhola explica a amostragem sistemática da seguinte forma: "é recolhida aleatoriamente uma primeira amostra e, em seguida, a intervalos constantes, são selecionadas todas as outras amostras" (Ecoembes, 2020). A **amostragem aleatória estratificada** permite que a população altamente heterogénea de resíduos urbanos, seja segmentada/estratificada em grupos homogéneos, denominados **estratos**, e a amostra é selecionada dentro deste estrato através do método aleatório simples ou do método sistemático (Ecoembes, 2020). Segundo a metodologia nacional finlandesa (ver seção 2.2.3), cada amostra deve pertencer apenas a um estrato (JLY Jätelaitosyhdistys, 2017).

De acordo com Assis, Sousa & Dias (2019):

> "quando a população for heterogénea não se deve usar a amostra aleatória simples devido à baixa precisão das estimativas obtidas. Nesta situação, deve-se subdividir a população em subpopulações de forma que dentro das subpopulações haja homogeneidade. Este processo chama-se estratificação da população, sendo cada subpopulação um estrato. A amostra obtida nesse caso chama-se amostra aleatória estratificada"

Reduzindo assim o erro de estimativa, uma vez que a variância dentro dos estratos será menor do que a variância da população, como se verá adiante.

Portanto, a **estratificação**, conforme menciona Ecoembes (2020), é a "divisão da área geográfica de estudo em setores (estratos) homogéneos, ou seja, setores com características semelhantes, de modo que sejam representativos da população total", e os estratos são selecionados "por serem considerados diferentes entre si ou pelo objetivo da amostragem". Os critérios de divisão dos estratos devem ser baseados no conhecimento das características da população (Assis, Sousa & Dias, 2019).

Os **fatores influenciadores** para a quantidade da produção e composição dos RU, podem ser de natureza espacial, temporal ou ainda devido a sua gestão (Branco, 2005, p.35).

Uma vez escolhido o tipo de amostragem, será necessário decidir o **nível de amostragem**, que segundo Branco (2005), "está relacionado com a posição ao longo do processo de gestão de resíduos em que as amostras de resíduos são recolhidas para subsequente caracterização". Os tipos comentados ao longo deste trabalho serão: (i) amostras recolhidas diretamente na fonte que as produziram (habitação); (ii) amostras constituídas diretamente dos contentores na via pública; (iii) amostras constituídas a partir das cargas dos veículos de recolha; e (iv) amostras constituídas da fossa das instalações de tratamento de resíduo urbanos.

Entrando no território das **análises estatísticas**, Carvalho (2014) refere que um **parâmetro estatístico** é:

> qualquer característica de uma amostra que representa uma população e que pode ser quantificada, como a sua média ou o desvio padrão. Decidir qual o parâmetro a estimar é um passo fundamental de qualquer programa de testes, pois terá um efeito determinante no tipo de amostragem e no número de amostras necessárias

E que dependendo das medidas de variação e do comportamento extremo dos dados obtidos, "a média poderá não ser a melhor medida de tendência central a considerar, podendo a mediana ser uma melhor opção".

Segundo o professor Heitor Honório[8], as **medidas de tendência central** é um valor único que pretende representar o "centro" de um conjunto de valores, como por exemplo:

- Moda (Mo) - valor que ocorre com maior frequência em uma distribuição de valores
- Média ($\bar{x}$) - soma de todos os valores assumidos por uma variável, dividida pelo número de observações desse conjunto de valores. Funciona como o "centro de gravidade" dos valores e é influenciada pelos valores extremos
- Mediana (Md) - é o valor que divide o conjunto de valores em duas partes iguais, "valor do meio de um conjunto de dados"

[8] Heitor Marques Honório, é cirurgião-dentista e professor da disciplina de Metodologia de Pesquisa e Estatística junto aos cursos de licenciatura e pós-graduação da Universidade de São Paulo, Brasil, e criador e desenvolvedor do site www.canalpesquise.com.br, bem como da ferramenta "descubra qual é o melhor teste estatístico para a sua pesquisa". As referências feitas ao professor, foram retiradas de suas vídeo aulas disponível em seu canal do Youtube: "Canal Pesquise".

Outros parâmetros estatísticos importantes a considerar são as **medidas de variabilidade**, que são explicadas pelo professor como um valor único para representar a variabilidade de um conjunto de valores, e são importantes para verificar o grau de homogeneidade da variável estudada na população:

- Amplitude (R) - diferença entre o valor máximo e o valor mínimo do conjunto de valores
- Variância (δ^2) - distância ao quadrado de todos os elementos em relação à média
- Desvio padrão (δ) - raiz quadrada da variância, tem relações importantes com a distribuição normal e, por isso, é utilizado em vários testes estatísticos
- Quartis - cada um dos quartos de uma sequência ordenada de unidades

Relativamente à **distribuição normal** dos dados, o professor explica que, em geral, nos casos em que o número de amostras é superior a 30 unidades, haverá uma tendência para os dados se distribuírem normalmente, isto é, os dados serão distribuídos simetricamente, relacionando-se assim com a média e o desvio padrão, como mostra a Figura 16. Os valores da média e do desvio padrão são representados por "N [80±12]".

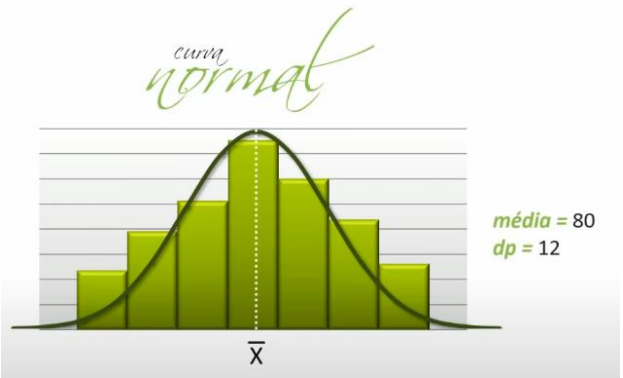


Figura 16: Distribuição normal de dados (Fonte: Heitor Honório, 2023).

De acordo com o professor, a distribuição normal dos dados só se aplica a variáveis quantitativas (que é o caso dos dados de RU) e, nestes casos em que os dados seguem uma distribuição normal, são utilizados **testes estatísticos paramétricos**. No entanto, se os dados não seguirem a distribuição normal, podem não ser representados pela média, como se pode ver da Figura 17, sendo mais adequado utilizar parâmetros estatísticos como a mediana e o quartil, o que implica **testes estatísticos não paramétricos**.

Figura 17: Distribuição não normal de dados (Fonte: Heitor Honório, 2023).

O professor Heitor Honório explicará ainda que, em análise estatística, o processo de tirar conclusões sobre um todo (população), com base no conhecimento de uma parte (amostra) é designado por **análise estatística indutiva/inferencial**, ou seja, é realizado um processo de inferência estatística, como já mencionado e, em geral, são de três tipos:

1. Estatística descritiva – organiza e resume os dados recolhidos para que possam ser interpretados
2. Estatística para comparação de grupos (ou estratos) – comparação de grupos para compreender as suas diferenças, ou nenhuma
3. Estatística para relacionar variáveis - a relação entre as variáveis é estabelecida para descobrir se existe ou não relação entre esses grupos

Quanto às **variáveis** o professor explica que se dividem entre **qualitativas** e **quantitativas**, que, por sua vez, se subdividem em qualitativas nominais ou ordinais e quantitativas contínuas e discreta - as variáveis para a caracterização de RU são quantitativas contínuas, no qual existem infinitos valores. Uma vez identificadas as variáveis, estas podem assumir 2 tipos de funções:

1. **Dependente** – representa uma quantidade cujo valor depende da forma como a variável independente é manipulada, para além de ser a variável que define o que vai ser medido na pesquisa
2. **Independente** – representa uma quantidade que está a ser manipulada na pesquisa, e é a variável de uma pesquisa que divide as unidades de amostra em grupos

Conforme Tabela 1, o professor demonstra que as variáveis dependentes e independentes se combinam e criam diferentes metodologias de análises estatísticas, o que influenciará na escolha do teste estatístico e, consequentemente, nos resultados dos dados.

Combinações de variáveis

Variável Independente	Variável dependente: Qualitativa Nominal	Variável dependente: Qualitativa Ordinal	Variável dependente: Quantitativa
Qualitativa Nominal	Associação	Comparação não Paramétrica	Comparação Paramétriaca ou Não Paramétrica
Qualitativa Ordinal	Regressão Logística	Correlação Não Paramétrica ou Regressão Logística Ordinal	Correlação Não Paramétrica ou Regressão Simples
Quantitativa	Regressão Logística	Regressão Logística Ordinal	Correlação Paramétrica ou Regessão Simples

Tabela 1: Combinações de variáveis para a escolha do teste estatístico, conforme vídeo aula do professor Heitor Honório.

Os testes de associações baseiam-se apenas em variáveis qualitativas nominais (o que não é o caso dos dados relativos aos resíduos urbanos). Os testes para comparar ou correlacionar diferentes variáveis dividem-se entre os recomendados para dados com distribuição normal e não normal. O teste de correlação visa descobrir se as variáveis dependentes estão relacionadas entre si, enquanto nos testes de regressão uma variável é utilizada para prever outra.

Alguns dos **testes estatísticos** abordados pelo professor foram:

- "t" de Student
- "t" pareado
- coeficiente de correlação
- qui-quadrado
- intervalo de confiança
- fisher, McNemar
- análise de variância
- mann-Whitney
- wilcoxon
- kruskal-Wallis
- friedman

Por fim, o professor Heitor Honório desenvolveu uma ferramenta chamada "descubra qual é o melhor teste estatístico para a sua pesquisa", além de divulgar *softwares* de livre acesso para a realização de tais testes, como a plataforma de *software JAMOVI*. O professor afirma que "a importância dos conceitos estatísticos e, consequentemente, da correta classificação dos tipos e funções das variáveis de pesquisa, é fundamental para garantir que as análises estatísticas sejam submetidas aos testes estatísticos mais robustos possíveis para a pesquisa, aumentando assim a precisão dos dados estatísticos".

De acordo com Carvalho (2014), a "fiabilidade é um termo genérico que envolve três conceitos estatísticos: erro, precisão e confiança". O **nível de confiança** segundo Ecoembes (2020), "é a probabilidade de que o verdadeiro valor do parâmetro estimado na população esteja dentro do intervalo de confiança obtido", e a maioria dos estudos utiliza o nível de confiança de 95% como padrão estatístico e, referindo-se à **margem de erro** dizem que "é o intervalo dentro do qual esperamos encontrar o parâmetro que está sendo medido. Os estudos consultados utilizam normalmente um valor de 5%". Segundo o professor Heitor Honóri, o nível de confiança está associado ao **intervalo de confiança**, que é o intervalo de valores no qual o valor verdadeiro provavelmente se encontra.

Na metodologia finlandesa JLY Jätelaitosyhdistys (2017), referem que o **coeficiente de variação** "é um número de dispersão que informa sobre a variação do valor da variável em torno da média. Quanto maior o coeficiente de variação, maior a dispersão entre as amostras".

De seguida, será discutida a evolução da metodologia de caraterização de resíduos urbanos em Portugal.

2.2.1.2. Evolução da metodologia de quantificação e caracterização de resíduos urbanos

O livro "O lixo em Portugal", de Barbosa (2023), publicado pela Fundação Francisco Manuel dos Santos, refere que é nas zonas urbanas que os resíduos começam a exigir soluções coletivas, porque até há poucas décadas, nas zonas rurais, a solução era individual, com uma sinergia entre os resíduos domésticos, a agricultura e a pecuária. Nas primeiras décadas do século passado, em Lisboa, os resíduos domésticos, sobretudo os alimentares, e as lamas das ruas eram transportados por carrinhos até ao rio Tejo, onde eram transportados de fragatas até à Margem Sul para fertilizar os solos e alimentar o gado. Segundo a autora, esta sinergia foi criada por Manuel Martins Gomes Júnior, que ficou conhecido como "Martins das Carnes" ou "Rei do Lixo" – um ateu provocador que batizou as suas fragatas de "Diabo", "Averno", "Demo", "Mafarrico", "Satanás" e seu palácio no Barreiro de a "Torre do Diabo" – e os resíduos alimentares foram tratados desta forma até à segunda metade do século XX. Relata ainda que, na década de 1950, uma empresa sueca desenvolveu a embalagem Tetra Pak (denominada de embalagens de cartão para alimentos líquidos - ECAL); com cerca de 75% de cartão, 20% de polietileno e 5% de alumínio). Nas décadas de 1960 e 1970, os fertilizantes químicos chegaram à agricultura e a indústria cresceu em muitas outras áreas, como o plástico e o papel, quebrando assim a sinergia dos resíduos, "a população cresce, assim como o consumo, e complexifica-se a paleta material dos bens adquiridos pelas famílias. Os resíduos crescem em quantidade e variedade; entram em cena os produtos embalados, os plásticos" (Barbosa, 2023).

O primeiro documento português sobre a caracterização e quantificação dos resíduos urbanos foi aprovado pela **Portaria n.º 768/88**, de 30 de novembro, que tornou obrigatória a atualização anual do "mapa de registo de resíduos sólidos urbanos". O Documento Técnico n.º 1 foi

elaborado no ano seguinte pela Direção-Geral da Qualidade e Ambiente (DGQA, 1989), para auxiliar as câmaras municipais nas campanhas de caracterização dos RU (Martinho & Gonçalves, 2000). A metodologia da DGQA (1989) é do tipo amostragem aleatória estratificada, com duas campanhas por ano, sendo a unidade de amostragem, entre 500 kg a 875 kg, constituída pela carga dos veículos de recolha, a quantidade de amostra (tamanho) era de 24 unidades nos municípios urbanos e 6 a 12 nos municípios rurais, com a triagem manual (Branco, 2005).

Os três passos principais para a caraterização dos RU, tal como referido por Martinho & Gonçalves (2000) são:

> (i) Definir as fronteiras da área a caracterizar (por exemplo, bairro, freguesia, concelho, região)
> (ii) Adotar um método para a recolha de amostras que garanta a representatividade dos resultados, devido à variabilidade nas quantidade e composição dos resíduos. Um método bastante aceite é o método de amostragem aleatória estratificado, que consiste em dividir a área a caracterizar em zonas o mais homogéneas possível, tomando como principais critérios de diferenciação: o tipo de habitação (por exemplo, moradias, prédios baixos, prédios altos), o estrato socioeconómico predominante dos residentes (por exemplo, baixo, médio, elevado), o tipo e frequência da recolha de RU (por exemplo, individual, coletivo, diário ou não) e o tipo e densidade das atividades económicas existentes (por exemplo, habitação, comércio, serviços, indústria, misto);
> (iii) Selecionar e definir circuitos de recolha de amostras de RU representativos de cada uma das zonas homogéneas identificadas.

No artigo científico escrito por Martinho, Silveira & Branco (2008), explicam que a pedido da APA, procuraram desenvolver a metodologia nacional da DGQA (1989), de forma a atualizá-la de acordo com as políticas de gestão de RU nacionais e da União Europeia. Neste sentido, Branco (2005) realizou uma análise de metodologias internacionais de referência e um estudo de caso do SGRU Valorsul na sua dissertação de mestrado, orientada pela Dr.ª Graça Martinho. As seis metodologias internacionais analisadas foram:

- Estados Unidos da América - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA), 1991
- Estados Unidos da América - ASTM D 5231, 1992
- União Europeia - *European Recovery & Recycling Association* (ERRA), 1993
- União Europeia - *Réseau Européen de Mesures pour la Caractérisation des Ordures Ménagères* (REMECOM), 1998
- União Europeia - Ferramenta SWA, Comissão Europeia (CE), 2004
- União Europeia - Norma europeia 14899:2005

Branco (2005) recomendou a alteração do tipo de amostragem para aleatória simples, a unidade de amostragem para 1m^3, correspondendo ao peso de 250 kg, a quantidade de amostra foi calculada em 45 unidades, com base na ASTM D 5231 (1992) a partir do coeficiente de variação (desvio padrão estimado/média estimada) da "única categoria em que não se rejeita a hipótese da mesma ter uma distribuição normal (resíduos orgânicos)" conforme dados analisados no

estudo de caso, além de estabelecer padrões estatísticos para os resultados obtidos, conforme a metodologia CE (2004) e a consideração da contaminação e a humidade dos RU.

No que se refere ao catálogo de triagem proposto, Martinho, Silveira & Branco (2008) mencionam que a sua escolha foi pautada em três objetivos:

1. Dar continuidade ao catálogo de ordenação apresentado na anterior metodologia nacional (DGQA, 1989);
2. Recolher informação para responder aos questionários do Eurostat/OCDE;
3. Avaliar o cumprimento das metas de RU quando as metas não são obrigatoriamente baseadas na quantidade de produtos colocados no mercado.

Nas considerações finais do estudo, registam a necessidade de desenvolver fatores de correção para a contaminação e humidade dos resíduos, dada a sua elevada variabilidade e a Decisão da Comissão 2005/270/CE[9], em que "considera-se importante determinar o teor de humidade natural dos resíduos de embalagens colocados no mercado", para além de esta decisão possibilitar a quantificação das embalagens igual à quantidade de embalagens colocadas no mercado no mesmo ano, o que facilitaria a caracterização física para as categorias de embalagens. As autoras referem ainda a necessidade de uma melhor definição e procedimentos para os resíduos finos.

A proposta desta metodologia foi apresentada em um *workshop* realizado em dezembro de 2005, a potenciais utilizadores, havendo algumas alterações antes de ser implementada, tais como a inserção de mais 2 categorias primárias no catálogo de triagem, a unidade da amostragem foi aumentada para um mínimo de 350 kg e um máximo de 500 kg, com uma possibilidade de reduzir a quantidade de amostra, caso os resultados dos anos anteriores se mantivessem estáveis (Martinho, Silveira & Branco, 2008).

As autoras destacam ainda duas posições assumidas para a metodologia proposta e aceite (Martinho, Silveira & Branco, 2008):

> (i) A metodologia de amostragem e triagem manual proposta não considera a existência de outros fatores que possam influenciar a quantidade e composição dos RSU, para além do período sazonal. Esta opção foi feita porque o seu objetivo era avaliar a existência de orientações e cumprimento de metas, tanto a nível nacional como da União Europeia. No entanto, existem alguns estudos recentes, como o da CE (2004), que referem a necessidade de se considerar uma amostragem aleatória estratificada. Esta estratificação permite um melhor suporte à avaliação das medidas suscetíveis de serem implementadas, tendo em conta as orientações e o cumprimento dos objetivos anteriormente referidos. A consideração efetiva dos estratos obrigará à escolha do contentor como nível de amostragem ideal, embora esta escolha tenha custos mais elevados do que a proposta (veículo de recolha)

[9] Decisão da Comissão (2005/270/CE), de 22 de março de 2005, que estabelece os formulários relativos ao sistema de bases de dados nos termos da Diretiva 94/62/CE do Parlamento Europeu e do Conselho relativa a embalagens e resíduos de embalagens.

> (ii) Os inquéritos do Eurostat/OCDE solicitam a discriminação entre as quantidades de resíduos domésticos e de resíduos comerciais co-recolhidos. No entanto, este ponto não foi tido em conta nas novas orientações por se considerar que essa discriminação seria muito exigente e não é ainda justificável. Antecipando tais pedidos de informação, deverá ser considerada a definição de metodologias para a sua obtenção num futuro próximo.

Esta proposta deu origem às novas normas técnicas para a quantificação e caracterização física dos resíduos urbanos, sendo publicada pela **Portaria n.º 187/2007**, de 12 de fevereiro de 2007, a mesma que aprovou o PERSU II. Esta metodologia, que deve ser adotada pelos SGRU, encontra-se no anexo II da portaria. Para além do que já foi referido, importa referir que se determina que quando a recolha de resíduos se repete diariamente, a recolha de amostras deve ter a duração mínima de uma semana; se repetida quinzenalmente, pelo menos duas semanas, estipula ainda que a triagem deve ser efetuada no prazo de 24 horas após a recolha da mesma, podendo o catálogo de triagem ser alargado pelos SGRU, e que para determinar a composição global dos RU (indiferenciados e seletivos) deve-se corrigir "os pesos relativos aos resíduos de embalagens usadas considerando a taxa de humidade natural dos resíduos de embalagens", além de apresentar os dados com a nota de que se trata de uma base de peso húmido (com humidade e contaminantes).

Um dos eixos do PERSU II, refere-se à quantificação e otimização da gestão de resíduos (eixo III), sendo um dos seus objetivos reforçar os sistemas ao nível dos equipamentos e infraestruturas (medida 4), em que se estabelece como a linha de atuação A) a nova metodologia para a amostragem e caracterização dos RU, para recolha indiferenciada e seletiva, "de modo a garantir a fiabilidade da comparação de valores de produção e de qualidade dos resíduos urbanos" (Portaria n.º 187/2007).

Em 2008, a União Europeia alterou a sua DQR e, consequentemente, Portugal alterou o seu RGGR, tornando-se necessário harmonizar as normas técnicas relativas à quantificação e caracterização dos resíduos urbanos, e, portanto, a **Portaria n.º 851/2009**, de 7 de agosto de 2009, aprova as alterações necessárias para uma melhor aferição dos resultados (ver seção seguinte). Esta portaria encontra-se atualmente em vigor.

No Anexo I desta dissertação apresenta-se uma tabela com a evolução das metodologias de quantificação e caracterização de RU em Portugal, conforme determinado pelas três portarias referidas, e no Anexo II apresenta-se especificamente a evolução dos catálogos de triagem.

Referente ao Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos (PPRU), o Despacho n.º 3227/2010, afirma que:

> A caracterização dos resíduos urbanos está inerente à necessidade de se conhecer em concreto o que compõe os resíduos das atividades humanas de uma determinada região. Antes de se sugerirem propostas de prevenção, redução e reciclagem, é prioritário definir a quantidade e qualidade dos vários tipos de resíduos produzidos. A caracterização de RU revela-se ainda como uma ferramenta indispensável na monitorização de parâmetros sobre os quais é exigível, legalmente, o cumprimento de determinadas metas.

Afirmando que em 2010, o conjunto de resíduo que mais justificavam ser alvos de um plano de prevenção, que representavam cerca de 77%, eram:

- Matéria orgânica
- Materiais de:
  - Papel/cartão
  - Plástico
  - Vidro

A composição e quantificação dos RU é influenciada por diversos fatores, o despacho aponta como sendo os principais: (i) as atividades diárias de uma determinada região, com origem nas habitações, empresas, limpeza pública, instituições entre outras; (ii) o tipo da habitação; (iii) a dimensão do agregado; (iv) as características socioeconómicas da região, e; (v) a época do ano. Em termos qualitativos, o presente despacho afirma que existem diferenças significativas entre resíduos do meio rural, urbano ou misto; com mais resíduos fermentáveis em meio rural e papel e material de embalagem no meio urbano. Em termos quantitativos, o despacho refere que a produção varia ao longo do tempo, sendo a quarta-feira o dia da semana com menor produção, numa base mensal, a primeira semana do mês é a de maior produção, e numa base anual sabe-se que janeiro e dezembro são os meses de maior produção, ou julho e agosto nas regiões turísticas.

O Despacho n.º 3227/2010 também refere a importância de uma metodologia nacional normalizada que corresponda à legislação europeia, bem como a criação de grupos de trabalho para o desenvolvimento de metodologias de caracterização adequadas e específicas.

Nos termos do artigo 45.º do RGGR, estabelece-se que “para apoio à definição e concretização das políticas do ambiente, bem como à definição e cálculo do cumprimento de metas, os sistemas municipais e multimunicipais procedem à caracterização física dos resíduos urbanos, nos moldes definidos em portaria a aprovar pelo membro do Governo responsável pela área do ambiente”, e no n.º 9 do artigo 111.º, referente à Taxa de Gestão de Resíduos (TGR), determina que para a sua aplicação “devem os sistemas municipais ou multimunicipais proceder à caracterização física dos resíduos nos termos estabelecidos por portaria do membro do Governo responsável pela área do ambiente” (DL n.º 102-D/2020).

Em relação ao PERSU 2030, muito dos seus objetivos estão relacionados com a caracterização dos RU, como:

- OB.II.1.6 - Caracterização dos resíduos recolhidos seletivamente bem como avaliação do grau de contaminação dos mesmos, com vista a promover a melhoria da qualidade e aumento do potencial de reciclabilidade;
- OB.III.2.1 - Avaliação da composição da fração residual face à evolução da recolha seletiva.

O anexo II do PERSU 2030, relativo ao cumprimento das medidas do PERSU 2020 e 2020+, no seu último parágrafo é referido que “encontra-se também em curso a criação e atualização de orientações e normas técnicas que darão resposta a algumas das questões já identificadas e

consubstanciadas no RGGR, normas para a realização das caracterizações dos RU e especificações técnicas".

2.2.1.3. Portaria n.º 851/2009, de 7 de agosto

A metodologia nacional de Portugal para a caracterização de RU, atualmente, foi aprovada pela Portaria n.º 851/2009, que determina que os SGRU devem assegurar a caracterização conforme as normas técnicas presentes nesta portaria dos seguintes resíduos urbanos:

1. Produzidos na sua área geográfica de intervenção, mesmo que parte deles sejam geridos por outra entidade;
2. Depositados em aterros e tratados em instalações de incineração ou co-incineração por si geridos, qualquer que seja a sua proveniência geográfica.

Este segundo ponto, foi motivado pela necessidade de cobrança da Taxa de Gestão de Resíduos (TGR), decretado pela Lei n.º 64-A/2008, de 31 de dezembro, que alterou o RGGR aprovado no DL n.º 178/2006.

Esta portaria refere que o PERSU II estabeleceu as linhas mestras de uma metodologia para a quantificação e caracterização dos resíduos urbanos, e revoga a Portaria n.º 187/2007.

A portaria apresenta um catálogo de triagem com 14 categorias primárias e 32 categorias secundárias (subcategoria); acrescentando nas categorias primárias os resíduos perigosos, os resíduos verdes (recolhidos em separado) e os resíduos volumosos, e nas categorias secundárias acrescentou os pequenos aparelhos eletrodomésticos, outros resíduos compósitos, produtos químicos, tubos fluorescentes e lâmpadas de baixo consumo, pilhas e acumuladores e outros resíduos perigosos, para além de uma divisão mais detalhada dos plásticos (a negrito, no Anexo II da presente dissertação). Os resíduos enquadrados em uma única categoria primária ou secundária são reconhecidos como fluxos monomaterial, e para estes a portaria dispensa a amostragem (finos, têxteis sanitário, resíduos verdes e resíduos volumosos), conforme identificado no Anexo II.

O período das duas campanhas de amostragem anual é determinado para outono/inverno e primavera/verão, devendo evitar-se períodos atípicos que possam influenciar as características dos resíduos produzidos.

A quantidade de amostras a caracterizar, por fluxo de resíduos, é determinado conforme Figura 18:

Fluxo a caracterizar	Número de amostras/ campanha
Recolha indiferenciada	21
Recolha selectiva de bio-resíduos	10
Recolha selectiva de papel/cartão	5
Recolha selectiva de embalagens de plástico/metal/cartão de alimentos líquidos	10
Recolha selectiva de vidro	2
Outros fluxos individualizados	5

Figura 18: Número de amostras para caracterização dos resíduos urbanos produzidos (Fonte: Portaria n.º 851/2009).

As unidades de amostras são fixadas conforme a Figura 19:

Fluxo a caracterizar	Peso da amostra t. q. (*) (quilogramas)
Recolha indiferenciada	350
Outros fluxos	250

(*) Tal e qual (peso húmido).

Figura 19: Quantidade de material por amostra (Fonte: Portaria n.º 851/2009).

Cada SGRU deve distribuir o número de amostras consoante a produção anual de resíduos tratados por cada instalação de tratamento final.

Relativamente ao tipo de amostragem, a portaria diz que:

> A amostragem pode ser estratificada, integrando a contribuição de diferentes setores, como por exemplo diferentes tipologias de povoamento ou de produtores, devendo neste caso o número de amostras a realizar ser distribuído proporcionalmente pela quantidade estimada de resíduos produzidos em cada setor.

Nestes casos, deve ser garantido um mínimo de 5 amostras por setor.

As amostras podem ser constituídas a partir da carga dos veículos de recolha ou a partir das acumulações de resíduos nas áreas de receção das instalações de triagem ou tratamento de destino final, ambas de forma aleatória. O método de quarteio é utilizado para a preparação das amostras. Após a triagem manual de acordo com o catálogo de triagem, cada categoria é pesada e os resultados devem ser registados em uma folha específica, devendo também ser registadas quaisquer eventualidades que possam influenciar os resultados. Os parâmetros estatísticos a apresentar, ao nível de cada categoria, são valores: mínimo, máximo, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação, intervalo de confiança da média e erro percentual, com padrão estatístico de nível de confiança de 95%.

A triagem das amostras deve ser realizada em um pavilhão coberto, “com todas as condições imprescindíveis à sua realização, incluindo nomeadamente ponto de ligação de energia elétrica, água, iluminação e pavimento impermeável”, para além da utilização de Equipamentos de Proteção Individual (EPI), pela equipa de caracterização.

A parte II do anexo a esta portaria tratará apenas da caracterização para efeitos de aplicação da TGR, sendo o catálogo de triagem da Figura 20 utilizado para caracterizar os resíduos enviados para aterros e incineradoras.

Categorias	Subcategorias
Resíduos recicláveis	Bio-resíduos. Papel/cartão (incluindo ECAL). Plástico. Metais ferrosos. Metais não ferrosos. Vidro. Madeira. Resíduos de equipamentos eléctricos e electrónicos (REEE). Pilhas e acumuladores.
Outros resíduos.	

Figura 20: Grelha de análise dos resíduos urbanos depositados em aterro, incinerados ou co-incinerados (Fonte: Portaria n.º 851/2009).

Devem ser consideradas, pelo menos, seis amostras por fluxo em cada campanha, com unidades de amostras de 250 kg para cada fluxo, seguindo as demais etapas igualmente já descrito.

Em seguida, será comentado as metodologias de quantificação e caracterização de resíduos urbanos que têm vindo a ser desenvolvidas por outros países.

2.2.2. Metodologia de quantificação e caracterização de resíduos urbanos a nível internacional

Nota metodológica

Neste subcapítulo pretende-se identificar, de acordo com o conhecimento científico, os principais avanços na quantificação e caracterização física de resíduos urbanos nos últimos anos, nomeadamente, no que se refere à estratificação, amostragem, classificação de categorias e análises estatísticas.

Foi realizada uma pesquisa de artigos científicos, nos últimos 15 anos e em diferentes países, que descrevessem a abordagem adotada para o estudo da caracterização física dos resíduos

urbanos. A Figura 21, apresenta o esquema do procedimento utilizado para análise dos artigos científicos. As bases de consulta utilizadas foram o *Scopus* e *Web of Sience*, por meio das palavras-chave: *"composition", "methodologies AND "characterisation of municipal waste"*. Foram selecionados 25 artigos científicos que descreviam os procedimentos para o estudo da composição física dos RU, conforme listado na Tabela 2 por ordem cronológica. Inicialmente, os artigos foram separados entre 10 artigos de países europeus e 15 artigos de países não europeus. Os artigos científicos foram analisados de forma isolada e, posteriormente, compilados por 20 critérios de relevância para uma metodologia de caracterização de resíduos urbanos, conforme os Anexos III e IV. Os critérios de relevância, são os mesmos considerados por Branco (2005) e Martinho, Silveira & Branco (2008), que por sua vez foram "baseados nos critérios para avaliação comparativa de métodos de análise de resíduos apresentados na documentação da Comissão Europeia (CE 2001)", para a proposta de revisão da metodologia de caracterização de resíduos urbanos em Portugal, estabelecida no PERSU II (ver secção 2.2.1.2), os mesmos foram adaptados e segregados em 5 grupos: estratificação, amostragem, classificação de categorias, análises estatísticas e adicionais. Para o critério 13. "catálogo de triagem", foram criados anexos para a avaliação dos catálogos utilizados em cada artigo científico – Anexos VII e VIII.

Todos os critérios serão comentados, de acordo com a abordagem adotada por cada país, a começar pelos países não europeus e, sucessivamente, pelos países europeus. Considerando que existem diferentes metodologias implementadas a nível internacional, o primeiro critério procura identificar qual metodologia foi aplicada no estudo e/ou desenvolvida, e os restantes critérios correspondem às diferentes etapas para a realização completa de uma caracterização de resíduos urbanos. Em seguida, monstra-se na Tabela 4, a interação existente entre os 25 artigos científicos analisados, e na Tabela 5, outros 20 artigos científicos referenciados pelos 25 AC analisados e compilados, que foram consultados por sua potencial contribuição para a investigação.

Por fim, é apresentada uma visão geral das principais conclusões dos 20 artigos científicos consultados, por grupos de critérios de avaliação: estratificação, amostragem, classificação de categorias e análises estatísticas.

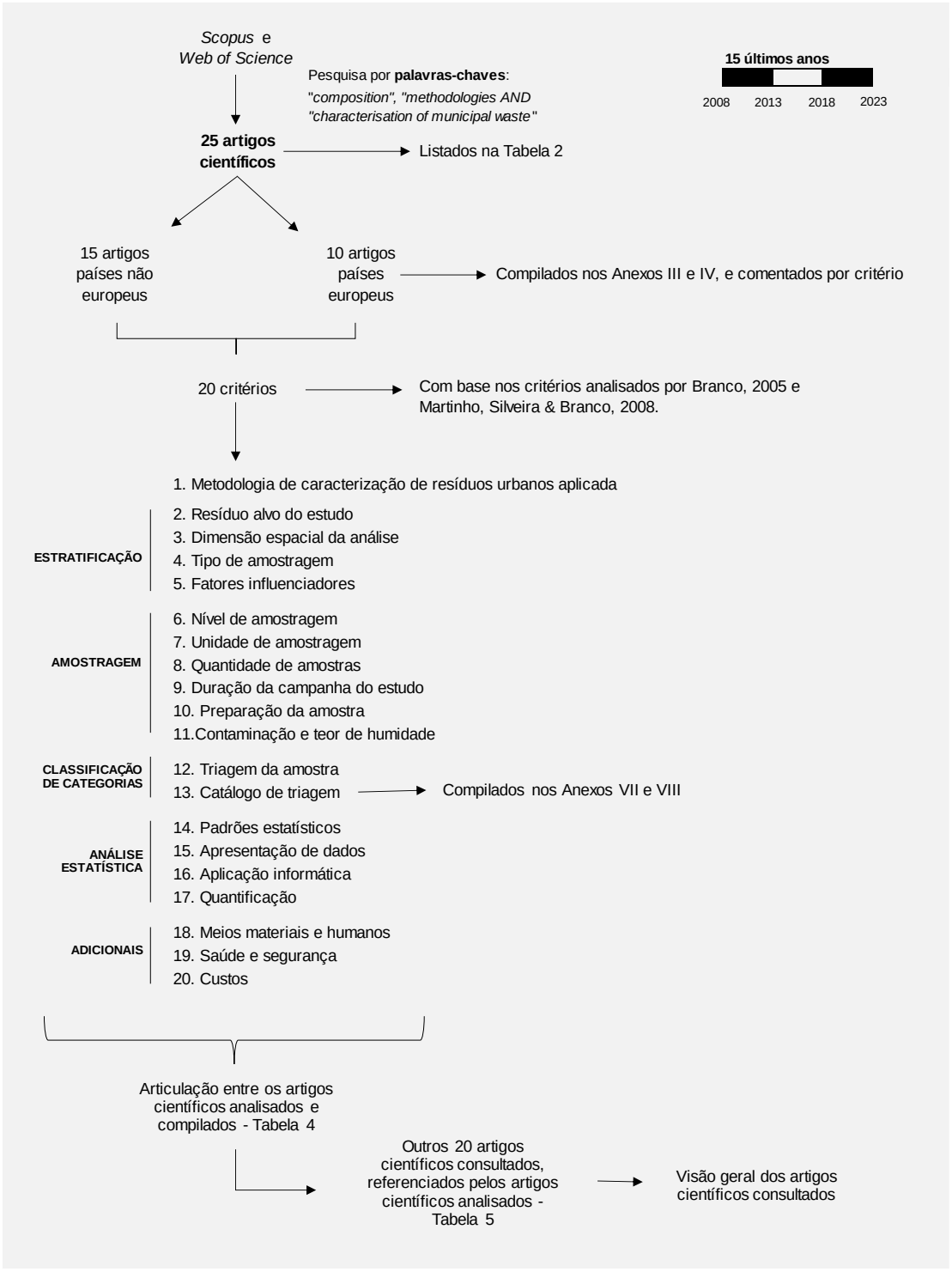


Figura 21: Esquema do procedimento de análise dos artigos científicos.

Referência	Ano	País	Título artigo científico
Dahlén & Lagerkvist	2008	Suécia	Métodos para estudos de composição de resíduos domésticos
Gómez et al.	2009	México	Caracterização sazonal dos resíduos sólidos urbanos (RSU) na cidade de Chihuahua, México
Sethi et al.	2013	Índia	Caracterização de resíduos sólidos municipais na cidade de Jalandhar, Punjab, Índia
Castrillón et al.	2013	Espanha	Um estudo de caso sobre as características dos resíduos sólidos urbanos nas Astúrias (Espanha): influência de estação e fonte
Komakech et al.	2014	Uganda	Caracterização dos resíduos municipais em Kampala, Uganda
Al-Jarallah & Aleisa	2014	Kwait	Um estudo de base que caracteriza os resíduos sólidos urbanos no estado do Kuwait
Edjabou et al.	2015	Dinamarca	Composição dos resíduos sólidos urbanos: Metodologia de amostragem, análises estatísticas, e avaliação de estudos de caso
Sahimaa et al.	2015	Finlândia	Método para estudos de composição de resíduos domésticos residuais
Zorpas et al.	2015	Chipre	Variação da análise da composição dos resíduos domésticos das comunidades insulares no âmbito dos planos estratégicos de prevenção de resíduos
Liikanen et al.	2016	Finlândia	Atualização e teste de um método finlandês para estudos de composição resíduos sólidos urbanos mistos
Kumar et al.	2016	Índia	Caracterização dos resíduos sólidos urbanos em regiões subtropicais de alta altitude
Ozcan et al.	2016	Turquia	Caracterização de resíduos sólidos municipais de acordo com diferentes níveis de rendimento: um estudo de caso
Adeniran et al.	2017	Nigéria	Produção e caracterização de resíduos sólidos na universidade de Lagos para uma gestão sustentável dos resíduos
Benis et al.	2018	Irão	Caracterização de resíduos sólidos urbanos e comportamentos de resíduos domésticos numa megacidade no noroeste do Irão
Edjabou et al.	2018	Dinamarca	Análise composicional da variação sazonal no lixo doméstico residual dinamarquês
Wavrer, Philippe	2018	França	Teoria da amostragem (TAM) aplicada à caracterização dos resíduos sólidos urbanos (RSU) - um estudo de caso da França
Abylkhani et al.	2020	Cazaquistão	Análise detalhada da composição dos resíduos sólidos urbanos para a cidade de Nur-Sultan, Cazaquistão, com implicações para resíduos sustentáveis gestão na Ásia Central
Villalba et al.	2020	Argentina	Caracterização de resíduos sólidos domiciliários em Tandil (Argentina): Aspectos socio-económicos, institucionais, temporais e culturais que influenciam a quantidade e composição dos resíduos
Mushtaq et al.	2020	Índia	Caracterização fisio-química dos resíduos sólidos urbanos e sua gestão em zonas urbanas de alta altitude do Noroeste Himalaias
Saluja et al.	2020	Índia	Caracterização físico-química de RSU estabilizado de um aterro sanitário de Okhla
Mathioudakis et al.	2020	Grécia	Uma caracterização detalhada dos resíduos sólidos urbanos domésticos
Vieira & Fiore	2021	Brasil	Caracterização de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte - estudo de caso no município de Monteiro Lobato/SP
Cheela et al.	2021	Índia	Caracterização dos resíduos sólidos urbanos com base em variações sazonais, fonte e aspetos socioeconómicos
Zhao et al.	2021	República Checa	Comparação da composição física dos resíduos sólidos urbanos nos municípios checos e do seu potencial de separação
Teshome et al.	2022	Etiópia	Quantificação de resíduos sólidos urbanos e previsão de modelos

Tabela 2: Literaturas selecionadas a partir da palavra-chave: composição, metodologias, caracterização de resíduos urbanos.

É de salientar que 6 dos 25 artigos foram realizados em parceria entre diferentes países:

Referência	Ano	País	Parceria com	País
Gómez et al.	2009	México	Universidade Rovira i Virgili, Departamento de Engenharia Química, Tarragona	Espanha
Komakech et al.	2014	Uganda	Universidade Sueca de Ciências Agrícolas, Departamento de energia e tecnologia, Uppsala	Suécia
Zorpas et al.	2015	Chipre	Universidade de Harokopio, Departamento de Geografia, Atenas	Grécia
Abylkhani et al.	2020	Cazaquistão	Universidade Aberta de Chipre, Laboratório de Engenharia Química e Sustentabilidade da Engenharia	Chipre
			ICP Ingenieurgesellschaft mbH, Karlsruhe	Alemanha
Villalba et al.	2020	Argentina	Universidade de Lausanne, Instituto de Dinâmica da Superfíce Terrestre, Lausanne	Suíça
Cheela et al.	2021	Índia	Universidade Curtin, Grupo de Engenharia Sustentável, Perth	Austrália

Tabela 3: Pesquisas científicas realizadas em conjunto entre diferentes países.

2.2.2.1. Análise de 15 artigos científicos de países não europeus

É consensual entre os artigos científicos analisados que a caracterização dos resíduos urbanos é o primeiro passo para o planeamento e implementação de um sistema de gestão de resíduos, para além de ser fundamental para a eficiência do sistema e para avaliação ambiental da gestão de resíduos. A informação sobre a composição e quantificação dos resíduos urbanos é necessária para a conceção de procedimentos de tratamento para cada tipologia de resíduos (Gómez et al., 2009). A ausência destes dados e da sua fiabilidade, será um obstáculo ao desenvolvimento do plano mais adequado para a gestão dos resíduos, ou seja, a fiabilidade dos dados é a chave para uma gestão bem-sucedida (Sethi, et al., 2013).

De acordo com Ozcan et al. (2016), “a composição dos resíduos define todos os parâmetros que são eficazes no processo de tomada de decisão sobre a gestão de resíduos sólidos”, e para além de conceber os melhores métodos de tratamento para os diferentes tipos de resíduos, menciona parâmetros como, a escolha de equipamentos para a recolha e transporte de resíduos e a conceção de estruturas e métodos adequados para a sua eliminação. Al-Jarallah et al. (2014), (Benis et al. (2018) e (Vieira e Fiore, 2021), consideram o estudo da composição dos resíduos como o primeiro passo para se alcançar um sistema integrado de gestão de resíduos urbanos.

Uma análise detalhada da composição dos RU, oferece conclusões valiosas que levam a práticas e políticas mais sustentáveis (Abylkhani et al., 2020).

Para Teshome et al. (2022), a caracterização dos resíduos urbanos revela o potencial dos resíduos para a reciclagem ou reutilização, a estimativa da produção de resíduos por origem, diferentes processos para o seu tratamento, além de ser crucial para o planeamento a longo prazo e o desenvolvimento sustentável. Villalba et al. (2020) e Cheela et al. (2021), também descrevem a caracterização dos resíduos urbanos como ferramentas fundamentais para o desenho de políticas de gestão de resíduos, enfatizando o conhecimento específico dos resíduos de origem doméstica. Os últimos autores citados (Cheela et al., 2021), referem que “a conceção de uma abordagem padronizada facilitará as autoridades locais no desenvolvimento de bancos de dados e sistemas de resíduos com base em dados espaciais e temporais”.

Como alguns exemplos da utilidade da caracterização dos RU, pode citar-se o estudo realizado na Nigéria num campus universitário de Lagos, onde se identificou a produção de resíduos em diferentes origens, por atividade no campus, e o potencial de recuperação dos resíduos urbanos da instituição académica (Adeniran et al., 2017). No noroeste dos Himalaias, o estudo de Mushtaq et al. (2020), caracterizou os resíduos em zonas urbanas de elevada altitude, encontrando taxas muito elevadas de resíduos orgânicos, bem como teores de humidade, apontando para alternativas de tratamento como a compostagem, vermicompostagem, ou por meio de centrais de biometano. Na Índia, o estudo de caracterização dos resíduos estabilizados num aterro em Okhla revelou que mais de 70% dos resíduos eram semelhantes ao solo, pelo que podiam ser utilizados como aterro (preenchimento de terra) ou como matéria-prima secundária para a sub-base do solo para pavimentação, considerando a caracterização dos resíduos estabilizados como um dos fatores-chaves para descobrir o potencial de recursos dos aterros sanitários (Saluja et al., 2020).

A seguir serão comentados os critérios relevantes de uma metodologia para a caracterização física de resíduos urbanos, a partir dos 15 artigos científicos analisados, provenientes de países não europeus.

Metodologia de quantificação e caracterização de resíduos urbanos aplicada

O método de teste padrão para determinação da composição de resíduos sólidos municipais não processados, desenvolvido pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM) D 5231-92, foi utilizado em 11 dos 15 artigos analisados. O artigo mais antigo, utilizou a versão ASTM D 5231 de 1998, e o artigo mais recente utilizou a sua versão atual (2016). Dos três restantes, o artigo da Argentina, reconhece o interesse pelo método da ASTM, porém, o considera inadequado para estudos em municípios pequenos ou médios de países em desenvolvimento (Villalba et al., 2020), e os outros dois não mencionam o método ASTM (Kumar et al., 2016 e Komakech et al., 2014).

A ferramenta SWA desenvolvida pela Comissão Europeia em 2004, com o objetivo de criar uma metodologia padronizada “para melhorar a precisão e comparabilidade dos dados de análise de

resíduos sólidos" CE (2004), considerou também o método da ASTM D 5231-92 - versão de 1992. Esta ferramenta SWA, é utilizada nos estudos realizados na Argentina (Villalba et al., 2020), Brasil (Vieira e Fiore, 2021) e Índia (Cheela et al., 2021).

Os estudos realizados no Irão (Benis et al., 2018) e na Etiópia (Teshome et al., 2022), seguiram alguns procedimentos descritos por Pichtel (2005), no seu livro "práticas de gestão de resíduos: municipais, perigosos e industriais".

Na Argentina, Villalba et al. (2020) utilizaram os preceitos de uma metodologia japonesa (Sakurai, 1983) entre outras referências, para realizar uma caracterização adequada a um país em desenvolvimento, realizando assim a primeira caracterização de resíduos domésticos com recolha porta a porta, no município de Tandil.

No Cazaquistão, foi desenvolvido uma metodologia própria para o país (e similares), baseada em estudos e metodologias de referência internacional (Abylkhani et al., 2020) – estudo desenvolvido em parceria com os países Alemanha e Chipre.

No Brasil, também é desenvolvido uma metodologia própria para municípios de pequeno porte, de acordo com a escolha de 35 municípios entre metodologias nacionais e internacionais tais como: Portuguesa (DGQA, 1989 e Branco, 2005), Americana (ASTM, 2003), União Europeia (CE, 2004) e Brasileira (NBR 10007:2004 e FEAM, 2019), para diferentes etapas para uma campanha de caracterização, tais como: fatores de influência; nível de amostragem; preparação da amostra; unidade da amostra; triagem da amostra e duração da campanha (Vieira e Fiore, 2021).

Na Índia, Cheela et al. (2021), realizam um estudo de caracterização de resíduos em um município costeira, Visakhapatnam, integrando duas metodologias: CE (2004) e ASTM (2016).

Resíduo alvo do estudo

Sete dos quinze artigos analisados estudaram os resíduos urbanos independentemente da sua origem/fonte, ou seja, dos setores doméstico, comercial, municipal, institucional, entre outros (cuja composição é semelhante à dos resíduos domésticos). Três artigos, do México e da Argentina, analisaram apenas os resíduos domésticos (Gómez et al., 2009, Benis et al., 2018 e Villalba et al., 2020). Na Nigéria (Adeniran et al., 2017), foram analisados resíduos de uma instituição académica. Três artigos, dois da Índia e um da Etiópia, realizaram os estudos de resíduos provenientes de diferentes origens (Sethi et al., 2013, Cheela et al., 2021 e Teshome et al., 2022). E na Índia (Saluja et al., 2020), os resíduos alvos foram resíduos estabilizados num aterro, isto é, resíduos urbanos enterrados e em decomposição durante anos.

Dimensão espacial da análise

Oito estudos foram realizados a nível regional e cinco a nível local. Os dois restantes dizem respeito a estudos realizados na Nigéria, num campus universitário, e na Índia, nos limites de um aterro sanitário.

Dois artigos da Índia referem-se a estudos realizados em regiões montanhosas, com altitudes elevadas. Os estudos de Kumar et al. (2016), tiveram lugar no noroeste da Índia situado a uma altitude superior a 1100 metros acima do nível médio das águas do mar, e os estudos de Mushtaq et al. (2020) foram realizados na região de Caxemira, que "está situado no colo dos Himalaias, na parte norte do subcontinente indiano", a uma altitude entre 1500 e 1600 metros acima do nível das águas do mar.

Tipo de amostragem

Quase todos os artigos analisados, utilizaram a abordagem de amostragem aleatória estratificada, isto é, quatorze dos quinze, sendo que dois deles também utilizaram a amostragem aleatória sistemática em seus estudos (Villalba et al., 2020 e Teshome et al., 2022). Um dos artigos desenvolveu a amostragem aleatória simples, para escolher locais para amostragem de resíduos estabilizados em um aterro sanitário (Saluja et al., 2020).

Gómez et al. (2009), analisaram os resíduos domésticos em três freguesias do município de Chihuahua, no México, com diferentes níveis de rendimento e em três estações, primavera, verão e inverno.

Na Índia, Sethi et al. (2013), estudaram de forma detalhada os resíduos do município de Jalandhar, provenientes do setor residencial, comercial e industrial, e também estratificam os resíduos domésticos em quatro condições socioeconómicas diferentes, com campanhas nas quatro estações do ano.

No Uganda, Komakech et al. (2014), analisam os resíduos de 5 municípios diferentes do distrito de Kampala em diferentes níveis socioeconómicos, e considerando variações mensais de 7 meses diferentes.

Em Kuwait, Al-Jarallah e Alisa (2014), realizam uma compilação de dados municipais dos últimos 18 anos, estratificando a análise em 4 diferentes distritos, que constituem 68% do país (excluindo apenas 2 distritos por envolverem atividades que poderiam descaracterizar a composição dos resíduos urbanos), e em duas estações do ano: verão e inverno.

Os estudos realizados em regiões montanhosas foram estratificados da seguinte maneira, Kumar et al. (2016), analisaram resíduos de 12 distritos distintos com base nas suas condições socioeconómicas, e Mushtaq et al. (2020) analisam amostras recolhidas em três áreas urbanas diferentes, diferenciando-as também por níveis socioeconómicos (baixo, médio e alto). Ambos os artigos, comentam a dificuldade de gestão dos resíduos urbanos nestas regiões, devido a condicionalismos relacionados com diferentes condições climáticas, ecológicas, topográficas e geográficas.

Ozcan et al. (2016) escolheram uma área de estudo com alta densidade e estrutura populacional, e investigaram os efeitos de diferentes níveis de renda e estações do ano na produção e composição dos resíduos urbanos na Turquia. As rendas foram divididas entre baixa, média, alta e centro da cidade, e as estações entre verão e o inverno.

Na Nigéria, Adeniran et al. (2017), realizam a caracterização dos resíduos produzidos em uma universidade, com o objetivo de verificar a possibilidade de uma gestão integrada dos resíduos analisados, e para isso estratificam as amostras em quatro grupos com base na natureza da atividade da universidade: académica e de pesquisa, comercial, residencial e administrativa.

No Irão, Benis et al. (2018), estudaram a caracterização dos resíduos domésticos em 10 regiões diferentes de um município no Irão, em relação à densidade populacional. Além disso, realizaram um inquérito por questionário para avaliar a taxa de separação na fonte dos resíduos domésticos e o nível de conhecimentos, atitudes e práticas (CAP) com os mesmos. O questionário foi "concebido de forma a permitir a avaliação do CAP dos residentes em relação ao programa de separação na origem e era composto por dois grupos de perguntas; a primeira parte estava relacionada com informações demográficas, como o género, o nível de educação e a profissão, e a segunda parte estava relacionada com o comportamento de eliminação dos resíduos domésticos".

Abylkhani et al. (2020) analisaram amostras de três grandes municípios da capital do Cazaquistão ao longo de um ano e em duas diferentes estações: inverno e verão.

Na Argentina, apenas se analisam os resíduos domésticos em diferentes níveis socioeconómicos (baixo, médio e alto), durante um ano, entre duas estações, primavera e outono. Para a escolha das habitações (dentro de cada estrato), foi realizada uma amostragem aleatória sistemática. Os munícipes que aceitaram participar das campanhas receberam 8 sacos de plástico com o código do estrato, tendo sido também recolhida informação sobre o número de residentes na habitação e a idade de cada um, "esta informação foi utilizada para verificar a representatividade da população abrangida pela amostra" (Villalba et al., 2020).

Na Índia, Saluja et al. (2020) analisaram amostras recolhidas em diferentes locais na periferia de um aterro sanitário. Os locais foram escavados à mesma profundidade.

A metodologia proposta para pequenos municípios para o Brasil, recomenda a identificação e eleição de diferentes zonas de origem, de acordo com as suas condições socioeconómicas, e a análise de amostras de diferentes sistemas de recolha (Vieira e Fiore, 2021).

Na Índia, Cheela et al. (2021), estratificam as amostras de um município costeiro entre 6 zonas com diferentes níveis socioeconómicos, origem dos resíduos e estações: pré-monção, pós-monção e inverno. A estratificação socioeconómica foi realizada entre zonas com diferentes níveis de renda (baixa, média e alta), estas zonas foram também classificadas como: (1) zona montanhosa; (2) zona comercial; (3) zona comercial principal; (4) zona naval; (5) zona industrial e (6) zona pouco povoada, embora as zonas 2 e 3 também sejam ditas zonas residenciais. As amostras foram recolhidas em diferentes níveis de amostragem, isto é, os resíduos domésticos foram recolhidos diretamente nas habitações, os resíduos da zona comercial principal (2), foram

recolhidos em contentores na via pública, e também através dos veículos de recolha recebidos nos aterros e estações de transferência, transportando resíduos domésticos e comerciais. O objetivo do estudo detalhado era “demonstrar a importância da caracterização físico-química abrangente dos resíduos com base na origem, variações sazonais e estratificação socioeconômica (dados espaciais e temporais)”.

Devido à variedade de origens dos resíduos urbanos, Teshome et al. (2022), estratificam as amostras em diferentes setores da Etiópia, tais como:

1. Resíduos domésticos
2. Resíduos comerciais
3. Resíduos de instituições
4. Resíduos de estabelecimento de saúde
5. Resíduos de varrição de rua

Os autores afirmam que, “para cada origem de resíduos urbanos, foram recolhidas amostras representativas utilizando uma técnica de amostragem sistemática”, tendo sido realizado um inquérito no terreno para recolher dados desde o histórico pessoal até à quantidade total de resíduos produzidos, para poder “correlacionar a quantidade de resíduos com parâmetros socioeconómicos relevantes das famílias e desenvolver um modelo para prever a produção de resíduos urbanos”. As áreas residenciais foram separadas com base nos níveis de renda (baixa, média e alta), tipos de habitação (casas de baixo custo, apartamentos de custo médio, e casas de elevado custo) e presença de serviços sociais essenciais. O estudo foi realizado em duas épocas para analisar as variações sazonais, a estação seca e a estação das chuvas.

Fatores influenciadores

O fator escolhido entre os 15 artigos analisados é apresentado a seguir por ordem decrescente:

1. Influências socioeconómicas, por 10 artigos
2. Sazonalidade, por 9 artigos
3. Zonas de origem, por 7 artigos
4. Origem dos resíduos, 7 artigos
5. Sistema de recolha, por 1 artigo
6. Hábitos culturais locais, por 1 artigo
7. Níveis de educação pública e sensibilidade para as questões da gestão dos resíduos, por 1 artigo

Como influências temporais, considerou-se a sazonalidade, como influências espaciais a origem dos resíduos, a zona de origem, as influências socioeconómicas e culturais, e como influências causadas pela gestão dos resíduos os tipos de sistema de recolha e os níveis de educação pública e sensibilidade.

Os resultados do artigo de Gómez et al. (2009), mostraram “uma tendência que correlaciona maior renda com maior produção de resíduos, 0,516, 0,628 e 0,631 kg per capita por dia para os níveis I, II e III” – nível I baixa renda, II renda média e III alta renda. Os autores concluem que os fatores económicos e as atividades sociais influenciam a composição dos resíduos produzidos em diferentes localizações geográficas e estações do ano.

A caracterização física dos resíduos no estudo de Sethi et al. (2013) revelou uma elevada quantidade de resíduos orgânicos e inertes, com maior produção em áreas com menores condições. “Estabelecimentos comerciais, instituições e em grupos de alta renda foram os principais contribuintes das frações de papel e plástico nos resíduos”. A variação sazonal foi expressiva, principalmente entre o verão e o inverno, os autores referem que a possível causa para além da sazonalidade é também atribuída a eventos culturais e religiosos. Os resultados apontam como melhor alternativa a aplicação da tecnologia de biorreatores – cujo objetivo é aumentar o teor de humidade para acelerar o processo de biodegradação – e desaconselham o recurso à incineração. Para além disso, notam como os resíduos inertes prejudicam o processamento de biodegradáveis e recicláveis, aconselhando vivamente a restrição da mistura de resíduos inertes, incluindo a varredura de ruas e RCD junto aos resíduos urbanos.

Entre os 5 municípios analisados por Komakech et al. (2014), o município central produziu quantidades significativamente mais elevadas do que nos outros municípios, também houve diferenças significativa nas quantidades totais de resíduos entregues ao aterro em diferentes meses, “o que era esperado uma vez que os resíduos tinham maior teor de humidade durante os meses húmidos do que nos meses secos”. A percentagem final de resíduos orgânicos do município foi de 92,1%, com 71% de humidade. Os autores referem que, embora outros estudos tenham reportado uma redução dos resíduos orgânicos à medida que o nível socioeconómico da região aumenta, neste estudo os resultados não demostraram essa tendência.

Al-Jarallah e Alisa (2014) verificam que a composição dos resíduos entre o inverno e o verão apresentava diferenças significativas em quase todas as categorias, para além da diferença significativa entre as proporções dos últimos anos analisados em relação ao ano de 1995, com exceção dos resíduos metálicos, “estas alterações significativas na composição dos resíduos indicam uma nova tendência no estilo de vida da população”.

Kumar et al. (2016) concluíram que, na área de estudo, não houve correlação entre a população e a taxa de produção dos resíduos, levando a crer que a taxa de produção depende mais das tendências do estilo de vida na região. Os autores referem sobre um estudo realizado em 59 municípios da Índia, no qual indicou essa correlação com o padrão de vida médio da população (Kumar et al., 2009). E, mencionam a importância de estudos futuros considerando a variação sazonal.

Ozcan et al. (2016) constataram que a taxa de resíduos orgânicos e o nível de renda eram inversamente proporcionais, ou seja, a maior taxa de resíduos orgânicos era da região com menor nível de renda. Além disso, entre as estações de inverno e verão, o resíduo orgânico também foi a fração que apresentou maior diferença, supõe-se que o motivo esteja relacionado à “evaporação da água nos resíduos sólidos devido às altas temperaturas durante os meses de

verão e ao maior consumo de frutas nesses meses". Observou-se também que o teor de humidade oscilou conforme os níveis de renda; à medida que o nível de renda aumenta, o teor de humidade dos resíduos diminui. Os autores afirmam que "a composição e a quantidade de resíduos sólidos diferem de acordo com o local de formação, a estação do ano, o estilo de vida das pessoas, os parâmetros sociais, estrutura económica, os hábitos nutricionais e alguns regulamentos relacionados com os resíduos e a capacidade de recuperação de resíduos".

Adeniran et al. (2017) observaram que os resíduos da universidade constituíam em 75% de resíduos recicláveis e 25% de resíduos não recicláveis, no entanto, apenas 0,74% dos resíduos são recuperados. A maior quantidade de resíduos produzidos foram "sacos de polietileno", o que está relacionado com a origem dos grupos distribuídos no campus.

A avaliação do comportamento dos munícipes no artigo de Benis et al. (2018), demonstrou um baixo nível de conhecimento dos inquiridos, mas uma elevada disposição para a separação na fonte dos resíduos domésticos. Os resultados mostraram que o maior nível de escolaridade "desempenha um papel importante no comportamento dos cidadãos em relação aos resíduos domésticos", e que, portanto, é fundamental estudar o nível de conhecimento da comunidade antes de qualquer programa de reciclagem ser implementado. Os trabalhadores com cargos públicos demonstraram ter mais conhecimentos do que os trabalhadores independentes e os desempregados e, em geral, o género feminino é mais propenso à reciclagem, possivelmente devido ao fato de "as mulheres terem tradicionalmente mais autoridade para tomar decisões e execução na área doméstica".

Abylkhani et al. (2020) realizam um estudo detalhado da composição e quantificação dos resíduos urbanos, entre as estações de inverno e verão, com amostras analisadas de três grandes municípios. A variação encontrada "foi relativamente pequena e pode estar associada a mudanças na composição dos resíduos recebidos dos veículos de recolha", e entre as estações a variação mais notável foi a das categorias de "vidro transparente" e "grandes compostáveis", encontradas em mais quantidades no verão do que no inverno. Os resultados revelaram uma elevada quantidade de resíduos orgânicos, correspondendo a maior parte à categoria "outros orgânicos (< 12 mm)", ou seja, a fração fina, atingiu 63% do total dos resíduos orgânicos, "que pode ser preferível para compostagem, para utilização como combustível derivado de resíduos ou para sistemas de digestão".

A composição dos resíduos domésticos, analisados por Villalba et al. (2020), não apresentou diferenças significativas entre as três campanhas realizadas. No entanto, a taxa de produção de resíduos apresentou um crescimento constante, com uma taxa média de 0,3618 kg *per capita* por dia na primeira campanha, enquanto na última campanha atingiu uma taxa média de 0,4506 kg *per capita* por dia, os resíduos orgânicos representaram mais da metade do total de resíduos em cada estrato, e os resíduos de jardim apresentaram uma pequena variação, que segundo os autores deve estar associada aos hábitos e comportamentos de cada estrato. Em relação ao crescimento da taxa de produção dos resíduos domésticos, os autores afirmam que essa diferença pode ser explicada pelo PIB na Argentina na época de cada campanha, e que "pesquisa qualitativa complementar é necessária para entender melhor esses aspetos".

No artigo de Saluja et al. (2020), eles analisam resíduos estabilizados de um aterro sanitário em Delhi, na Índia, que iniciou atividade em 1996 e foi desativado em 2018. As amostras foram recolhidas em 7 zonas periféricas do aterro, e os resultados indicaram que mais de 70% dos resíduos analisados eram semelhantes ao solo, o que significa um alto potencial de reutilização como matéria-prima secundária. De acordo com os autores, os resíduos semelhantes ao solo "são o resultado da decomposição de resíduos biodegradáveis devido à compostagem, digestão anaeróbica, aeróbica ou outros processos semelhantes e cobertura diária do solo".

A composição dos resíduos, nas três áreas urbanas analisadas por Mushtaq et al. (2020) e com base nos níveis socioeconómicos, eram semelhantes na maioria das categorias, com mais de 60% de resíduos alimentares e 8% de resíduos inertes produzidos nas três áreas, e recomendam, como uma das técnicas de tratamento de resíduos urbanos, a implementação de uma central de biometano.

A pesquisa entre os 35 municípios realizada por Vieira e Fiore (2021), abordou a votação de 10 possíveis fatores de maior influência para a composição e quantificação dos resíduos urbanos:

1. sazonalidade;
2. períodos/eventos festivos e culturais;
3. culturas e hábitos de vida locais;
4. tecnologias de tratamento;
5. diferentes tipos de recolha de RU;
6. diferentes tipos de destinação de RU;
7. localização geográfica;
8. condições socioeconómicas;
9. industrialização local;
10. diferentes setores económicos

Os fatores mais votados foram: cultura e hábitos de vida locais (81%); eventos festivos e culturais (78%); fatores socioeconómicos (69%); e os diferentes tipos de coleta de RSU (62%). Assim, as autoras realizaram o estudo em freguesias com diferentes condições socioeconómicas, com um dia de recolha para cada tipo de sistema de recolha (indiferenciado e seletiva). Os resultados mostraram que as freguesias com melhores condições socioeconómicas "apresentaram maior percentual de material orgânico em suas composições e que a correta segregação dos RSU não está associada ao padrão socioeconômico do local de sua produção", não existindo, portanto, correlação entre os fatores económicos e composição dos pequenos municípios. As autoras compararam ainda os resultados obtidos, com um estudo semelhante do ano de 2018, porém com o nível de amostragem a ser os veículos de recolha, verificando diferenças na composição e de quantificação dos resíduos urbanos, as autoras concluem que "os resultados da caracterização em porções distintas do território, diferem daqueles obtidos por meio de amostras em pontos de destinação final, pois as amostras de porções distintas do território possuem características específicas com menor probabilidade flutuação".

No artigo de Cheela et al. (2021), os resíduos da zona montanhosa e da principal zona comercial, produziram cerca de 50%, enquanto a zona pouco povoada produziu 8%. A comparação entre

os níveis de amostragem, verificou que a categoria dos resíduos orgânicos, obteve a maior percentagem nas amostras recolhidas diretamente das habitações (52%), mantendo a mesma percentagem para os outros níveis (42%), os autores entendem que a razão é porque as amostras das habitações foram separadas entre secas e húmidas, enquanto os resíduos dos contentores não foram separados e depois são transferidos para os veículos encaminhados para a estação de transferência e/ou para o aterro sanitário. A categoria de resíduos mistos apresentou uma diferença significativa entre os níveis de amostragem: 6,5% nas amostras recolhidas diretamente nas habitações; 15% nas amostras recolhidas nos contentores na via pública; 15% nas amostras provenientes dos veículos de recolha da estação de transferência; e 19% nas amostras provenientes dos veículos de recolha do aterro sanitário. Para além das razões já apontadas pelos autores, neste caso referem-se à mistura de resíduos municipais (varredura de ruas e limpeza de esgotos), que ocorre a este nível. Os resíduos de plásticos e papel estavam mais presentes nas zonas de níveis de renda alta e sobretudo nas zonas comerciais. A quantidade de resíduos orgânicos foi mais elevada durante a pré-monção (42%) e mais baixa no inverno (39%), em geral, a taxa de produção de resíduos urbanos manteve-se estável durante as três campanhas. Os resultados mostram que mais de 50% da composição dos resíduos urbanos é constituída por biorresíduos, e que o teor de humidade se situa entre 28% e 35%, pelo que os autores recomendam o tratamento dos resíduos por digestão anaeróbica (DA). Segundo os autores, “as variações sazonais na composição dos resíduos podem ser atribuídas à localização geográfica, às condições climáticas, aos hábitos alimentares e aos eventos culturais e religiosos”.

Na Etiópia, os resultados mostraram que a maioria dos resíduos urbanos foi produzida em áreas residenciais (80%), seguidas por áreas comerciais (12,13%) e instituições (4,59%). No que diz respeito às influências socioeconómicas, Teshome et al. (2022), referem que “os grupos de baixa renda produziram menos resíduos urbanos per capita do que os grupos de classe média e alta”, o que revela que quanto mais elevado é a renda familiar, mais recursos as suas atividades consomem. Em relação às variações sazonais, os resíduos domésticos apresentaram maiores taxas de produção de resíduos na estação chuvosa, do que na estação seca. O modelo desenvolvido para previsão da taxa de produção dos RU mostrou que existe uma correlação positiva entre a taxa de produção de resíduos com a renda familiar mensal e o nível de escolaridade, e uma correlação negativa em relação ao tamanho da habitação e à idade do chefe da residência, enquanto “outros fatores socioeconômicos, como a situação profissional, o estado civil, a propriedade da habitação e o género, não tiveram impacto significativo na taxa de produção de resíduos sólidos”. O modelo explicou 72% da produção dos resíduos domésticos, com as variáveis que apresentaram correlações positivas e negativas. Os resíduos orgânicos foram os mais produzidos, com maior percentagem nos resíduos da varrição de ruas (78,79%), seguidos pelas instituições (71,26%), áreas comerciais (69,98%) e por último nas áreas residenciais (68,91%). As instituições e as áreas comerciais foram as que mais produziram resíduos de papel, 22,55% e 5,89% respetivamente. Os autores afirmam que “a localização, o clima, o estilo de vida, a urbanização e o desenvolvimento económico dos municípios contribuem para as diferenças nas taxas de produção de resíduos sólidos”.

Nível de amostragem

Mais de 50% dos artigos constituíram amostras a partir do nível de amostragem por veículos de recolha, ou seja, nove em quinze (Sethi et al., 2013, Komakech et al., 2014, Al-Jarallah e Alisa, 2014, Kumar et al., 2016, Ozcan et al., 2016, Adeniran et al., 2017, Benis et al., 2018, Abylkhani et al., 2020 e Cheela et al., 2021). Quatro artigos recolheram amostras diretamente nas habitações (Gómez et al., 2009, Villalba et al., 2020, Cheela et al., 2021 e Teshome et al., 2022), e três artigos recolheram amostras em contentores na via pública (Mushtaq et al., 2020, Vieira e Fiore, 2021 e Cheela et al., 2021). A amostra recolhida no aterro sanitário, de resíduos estabilizados, foi recolhida com recurso a equipamento de escavação (Saluja et al., 2020). De referir que o estudo de Cheela et al. (2021) abrangeu os três tipos de níveis de amostragem e observa-se que Teshome et al. (2022) recolheram amostras de diferentes origens, sendo que o nível de amostragem direta foi realizado em todas as origens.

Sethi et al. (2013), comentam que realizaram a escolha dos veículos de recolha basculante de forma aleatória durante cada dia da campanha. Komakech et al. (2014) relatam que a escolha foi feita de forma aleatória utilizando uma tabela de números aleatórios de cada município. Adeniran et al. (2017), Abylkhani et al. (2020) e Al-Jarallah e Alisa (2014) realizam a caracterização, a partir de veículos de recolha que foram selecionados aleatoriamente com base na zona de recolha, e Ozcan et al. (2016) relatam utilizar veículos baús para a amostragem.

Gómez et al. (2009) referem que, as recolhas de amostras foram realizadas porta a porta para evitar que os catadores descaracterizassem as amostras. Para tal, foram selecionadas 80 residências aleatórias e os chefes de família foram convidados a participar nas três campanhas. Esta etapa baseou-se em três normas mexicanas e no estudo realizado por Bernache-Perez et al. (2001) – considerado o primeiro estudo detalhado, do México e mesmo da América Latina, a comparar os resíduos urbanos em gerais com os resíduos domésticos entre outras investigações. A amostragem foi realizada durante 8 dias consecutivos em cada campanha, sendo que os resíduos recolhidos na primeira manhã foram descartados para garantir que as amostras fossem produzidas nas 24 horas anteriores. Em cada recolha, era entregue novo saco identificado com o código do estrato para a recolha seguinte.

Villalba et al. (2020) realizaram a primeira caracterização porta a porta de resíduos domésticos em Tandil, Argentina. Os autores mencionam algumas desvantagens ao nível de amostragem por veículos de recolha, especialmente para países em desenvolvimento, como o fato de os resíduos recicláveis serem recolhidos antes da amostragem pelos catadores, a compactação poder dificultar a etapa de triagem e o fato de dificultar a estratificação dos resíduos, impossibilitando “associar os resíduos amostrados à origem e ao número de pessoas que os produziram”, sendo esta uma informação valiosa para as estratégias de reciclagem. Para minimizar os custos com a recolha das amostras, foram utilizadas viaturas particulares, recolhendo-se 20 amostras de cada estrato, por dia.

Conforme demostrado pela pesquisa de campo realizada por Mushtaq et al. (2020), poucos moradores se dispuseram a segregar os resíduos domésticos para fins do estudo, e por isso, optou-se pela recolha em contentores na via pública, utilizados por residências e comércios,

também se notou uma alta atividade de catadores de resíduos recicláveis entre 8:00 e 10:00 horas, diariamente, e por isso a recolha ocorreu às 6h30 da manhã em nove contentores - 3 em cada uma das regiões urbanas analisadas.

Vieira e Fiore (2021) recolheram e recomendam amostras recolhidas em contentores na via pública, que atendem exclusivamente a região analisada, além de amostras recolhidas em diferentes sistemas (recolha indiferenciada e seletiva). A recolha das amostras analisadas neste estudo foi realizada por veículos não compactadores do poder público.

Para o estudo de Saluja et al. (2020), as amostras foram escavadas com a profundidade de 14 a 15 metros, com a capacidade de recolha de 1 m³.

Cheela et al. (2021) analisam três níveis de amostragem: (1) recolhas de contentores residenciais (designada por recolha primária); (2) em contentores na via pública contendo resíduos de uma zona comercial principal (designada por recolha secundária); e (3) em veículos de recolha depositados em uma estação de transferência (resíduos de recolha primária e secundária) e veículos de um aterro sanitário (que recebe resíduos da estação de transferência, mais os resíduos dos serviços municipais).

Teshome et al. (2022) recolhem os resíduos diretamente das habitações e dos estabelecimentos comerciais, das instituições, das unidades de saúde e de 7 km de varredura de ruas.

Unidade de amostragem

Gómez et al. (2009) recolhem as amostras em sacos fornecidos a cada munícipe participante na campanha, cuja amostra de cada habitação foi identificada, pesada e caracterizada no mesmo dia da recolha. Totalizando 4 098 kg de resíduos domésticos produzidos durante as três campanhas. Villalba et al. (2020) e Teshome et al. (2022) também analisaram amostras recolhidas em sacos plásticos individuais, porém não mencionam o peso ou volume da unidade amostral triada.

A grande maioria dos artigos que utilizaram como base a metodologia ASTM D5231-92, constituíram unidades amostrais com cerca de 100 kg, a partir de uma amostra inicial de 1 000 kg, que é exatamente o caso de estudo de Sethi et al. (2013), com algumas oscilações entre os outros, como: unidade de amostra de 140 kg no estudo de Saluja et al. (2020); amostra inicial de 1 260 kg no estudo de Mushtaq et al. (2020); unidades de amostras entre 91 e 136 kg (Al-Jarallah e Alisa, 2014 e Abylkhani et al., 2020); e unidade de amostra entre 30 e 50 kg a partir de uma amostra inicial com o peso 4 vezes superior (Adeniran et al., 2017).

Cheela et al. (2021) referem que o tamanho inicial da amostra de 1 000 kg, requer um custo elevado e horas de trabalho, pelo que determinaram uma amostra inicial para cada estrato de 110±5 kg, reduzindo para uma unidade de amostra de 12,5±0,5 kg. A quantidade recolhida diariamente foi conforme a sua disponibilidade.

Ozcan et al. (2016) analisam amostras volumétricas de 1m³, compostas por cada nível de renda e em duas estações diferentes, recolhendo um total de 1,9 toneladas de amostras de resíduos urbanos (Segundo Branco (2005, p.172), ao analisar os dados de 1996-2004 da Valorsul, concluiu que 1m³ corresponde ao peso de 250 kg).

Vieira e Fiore (2021) recomendam a caracterização de 200 litros para uma unidade de amostra, para cada estrato, para municípios de pequeno porte (com base na UFSC (2002), se aproxima de 40 kg).

Komakech et al. (2014), Benis et al. (2018), Kumar et al. (2016) não comentam sobre o peso da amostra inicial e nem da unidade de amostra analisada.

Quantidade da amostra

Gómez et al. (2009) recolhem um total de 1 687 amostras, de 80 habitações em três períodos do ano. O número de amostra neste estudo foi calculado com base no teorema do limite central, relatado por Abu Qdais et al. (1997) com um nível de confiança de 99%, que tem "o pressuposto de que a composição da amostra segue uma distribuição normal" – comentada na seção 2.2.2.4. - referem ainda que, do ponto de vista estatístico, quanto maior for o número de amostra maior será a precisão dos dados, devendo ser administrada conforme os recursos disponíveis.

A caracterização dos resíduos domésticos na Argentina (Villalba et al., 2020), calculou a quantidade de amostras com base na metodologia japonesa de Kunitoshi Sakurai (1983). A fórmula para determinar a quantidade de amostra é baseada na taxa de produção de resíduos domésticos, com um nível de confiança de 95%, sendo:

$$n = s^2/[(ex/1.96)^2 + s^2/N]$$

Em que,

$s =$ desvio padrão

$e =$ erro permitido para a estimativa da taxa de produção de resíduos (%)

$x =$ média

$N =$ número de habitações

Os recursos e o tempo também foram tidos em consideração, tendo sido recolhidas 80 amostras, 19 amostras no estrato de baixo rendimento, 30 amostras no estrato de rendimento médio e 31 amostras no estrato de rendimento elevado.

Adeniran et al. (2017) utilizam a fórmula para o cálculo da quantidade de amostras, conforme a metodologia ASTM D 5231-92, sendo a Equação:

$$n = (T * S/EX)^2$$

Em que,

$T =$ teste t de Student corresponde ao nível desejado de confiança

$S =$ desvio padrão estimado

$E =$ nível de precisão desejado

$X =$ média estimada

Foram utilizados o desvio padrão e a média da categoria “sacos polietileno” (S = 0,52, X = 0,95) que foi a mais expressiva, resultando em 48 amostras, sendo recolhidas 12 amostras por cada zona. Abylkhani et al. (2020), utilizaram a mesma equação, com os valores da média e do desvio padrão de 0,03 e 0,09, respetivamente, representada pela categoria “resíduos plásticos”, resultando em uma quantidade de 10 amostras.

Cheela et al. (2021) também utilizam a equação sugerida pela metodologia ASTM D 5231 (2016) para determinar a quantidade de amostras a serem recolhidas nas habitações, estação de transferência e aterro sanitário, com a categoria dos “resíduos orgânicos" representando os valores de média e desvio padrão, e resultando em 60±5 amostras para formar uma amostra inicial de 110±5 kg. Para os veículos de recolha, foi determinada a escolha de 10±2 veículos de cada estrato. Já para a quantidade de amostras a serem recolhidas nos contentores na via pública, foi calculada de acordo com a metodologia da CE (2004), utilizando a seguinte Equação:

$$n = \left(\frac{t_{\alpha;n-1}\, Xncv\,(x_i)}{\varepsilon}\right)^2$$

Em que,

$n =$ número de unidade de amostra

$ncv\,(x_i) =$ coeficiente de variação natural

$t_{\alpha;n-1} =$ coeficiente de confiança da tabela t-distribuição

$\varepsilon =$ erro de amostragem aleatória

$x_i =$ resultados individuais de estudos anteriores de análise de resíduos (se disponíveis)

O coeficiente de variação natural foi fixado entre 35% e 45%, o coeficiente de confiança foi de 1,96 e o erro de amostragem aleatória foi considerado de 10%. E por fim, as amostras de resíduos foram recolhidas de 30 ± 2 contentores para constituir uma amostra inicial também de 110 ± 5 kg.

Para obter dados fiáveis para a atualização da composição e quantificação de Kuwait, Al-Jarallah e Alisa (2014) analisaram um total de 666 amostras de 37 veículos no verão e 37 veículos no inverno.

Em cada uma das duas estações analisadas por Ozcan et al. (2016), foram recolhidas 4 amostras dos diferentes níveis de renda nos dias da semana e 4 amostras nos fins-de-semana. Totalizando em 16 amostras.

Com base em um estudo anterior, Teshome et al., 2022, definiram a quantidade de 90 amostras em áreas residências – 30 para cada um dos três estratos económicos - “44 amostras de áreas comerciais, 12 amostras de instituições, 9 amostras de unidades de saúde e 7 km de varredura de ruas foram recolhidas duas vezes durante as estações seca e chuvosa”, com base em estudos anteriores.

Komakech et al. (2014), relatam ter escolhido 5 veículos, representando cada município, num total de 50 dias de amostragem, portanto, um total de 250 amostras, não ficando claro a metodologia seguida.

Benis et al. (2018) referem um total de 384 amostras selecionadas aleatoriamente.

Mushtaq et al. (2020) recolhem um total de 21 amostras por região (4 sacos de 35 kg por dia para cada região).

Saluja et al. (2020) efetuam escavações em 7 zonas diferentes do aterro para constituir a amostra inicial.

Vieira e Fiore (2021) recomendam a recolha de 800 litros de amostras iniciais, por estrato, para municípios de pequeno porte.

Sethi et al. (2013) e Kumar et al. (2016), não mencionam a quantidade de amostras analisadas.

Duração da campanha do estudo

O estudo de Gómez et al. (2009) teve uma duração total de 24 dias, em 3 diferentes estações (primavera, verão e inverno), tendo sido recolhidas amostras durante 8 dias consecutivos em cada campanha, e a triagem descartou a amostragem do primeiro dia, sendo realizada durante 7 dias e triados no mesmo dia da recolha. Villalba et al. (2020) realizaram o estudo da mesma forma, porém com as três campanhas sendo nas estações da primavera e outono (2016-2017). No total, houve 24 dias de recolha e 21 dias de caracterização.

As campanhas do estudo de Sethi et al. (2013) tiveram a duração de 1 semana em cada estação, num total de 4 semanas.

A campanha de Adeniran et al. (2017) teve a duração de 1 semana cada para determinar os tipos de resíduos produzidos na universidade e os padrões para os grupos analisados, e decorreu entre outubro e setembro. A análise das amostras foi realizada durante um período de 5 a 7 dias, conforme especificado na metodologia seguida (ASTM D5231-92).

O estudo de Komakech et al. (2014) durou 50 dias, sendo realizado em 30 dias consecutivos e depois em 2 dias consecutivos a cada 2 meses durante 1 ano, resultando em caracterizações em 7 meses diferentes.

Os estudos de Ozcan et al. (2016) foram realizados duas vezes, em janeiro, na estação de inverno, e em julho e agosto, na estação do verão. Os resíduos foram recolhidos à segunda-feira, para representar os resíduos produzidos no fim-de-semana, e à terça-feira, para representar os resíduos produzidos durante a semana.

Abylkhani et al. (2020) efetuaram três campanhas, cada uma com duração de 5 dias com amostragem diária, e durante um período de 1 ano. Realizaram a caracterização de 2 amostras unitárias por dia (182 a 272 kg) para encurtar a duração das campanhas.

A campanha de caracterização de resíduos urbanos de Mushtaq et al. (2020), decorreu entre os meses de junho e agosto de 2018, com recolhas de amostras com a duração de 1 semana.

Cheela et al. (2021) realizaram três campanhas com duração de 1 semana cada, entre junho de 2017 e março de 2018.

Os estudos de Teshome et al. (2022) foram realizados em duas campanhas, com a duração de 1 semana cada. A primeira campanha ocorreu em uma estação seca, de dezembro de 2020 a fevereiro de 2021, e a segunda campanha em uma estação chuvosa, de junho a agosto de 2021.

Kumar et al. (2016) não especificam claramente a duração total do estudo, entretanto, informam que as atividades “incluíram a realização de investigações de campo de uma semana e medição de dados reais em locais de deposição dos RU”. Vieira e Fiore (2021) não especificam a duração da campanha, apenas dizem que foram recolhidas amostras em 4 dias, duas terças e duas quartas-feiras, para a recolha indiferenciada e seletiva, respetivamente. E recomendam a duração de campanhas de 5 ou 7 dias. Al-Jarallah e Alisa (2014) relatam apenas que selecionaram cerca de 5 veículos por dia, durante o verão e o inverno. Saluja et al. (2020) comentam que o estudo foi realizado no mês de agosto do ano de 2019. Benis et al. (2018) não informam sobre este critério.

Preparação da amostra

Três artigos não realizam a redução das amostras recolhidas (Gómez et al., 2009, Villalba et al., 2020 e Teshome et al., 2022). Oito artigos mencionam a realização do método do quarteio; quatro deles mencionam a formação do disco e o quarteio (Sethi et al., 2013, Al-Jarallah e Alisa, 2014, Mushtaq et al., 2020, Saluja et al., 2020), e outros quatro mencionam apenas que realizaram o quarteamento (Kumar et al., 2016, Abylkhani et al., 2020, Vieira e Fiore, 2021, Cheela et al., 2021). Um artigo menciona a utilização do método de pilha e molde (Ozcan et al., 2016), e um outro artigo comenta a composição de uma unidade de amostra através da recolha de camadas da amostra inicial utilizando uma pá e sacos de polietileno (Adeniran et al., 2017). Dois outros

artigos não mencionam se houve redução da amostra recolhida, tão pouco a sua preparação (Komakech et al., 2014 e Benis et al., 2018).

Villalba et al. (2020) separam os sacos plásticos de acordo com os códigos por estratos, pesam a amostra e referem que realizam o "procedimento de conicidade e quarteio para homogeneizar as amostras antes de calcular o peso volumétrico", referindo ainda que segundo a metodologia CE (2004) e os artigos científicos aqui discutidos da Suécia (2008) e Dinamarca (2015), que afirmam que ao não reduzir a amostra inicial, evitam-se erros de amostragem, pelo que "todos os resíduos foram caracterizados".

Teshome et al. (2022) referem que recolheram as amostras diariamente, utilizando sacos de plástico, e que todas as amostras foram pesadas e triadas.

Os quatro artigos que referenciaram o método de formação de discos e quarteio, referiram também que para evitar a contaminação das amostras estas foram depositadas sobre uma lona plástica e antes do quarteamento as amostras foram misturadas para homogeneização (Sethi et al., 2013, Al-Jarallah e Alisa, 2014, Mushtaq et al., 2020, Saluja et al., 2020).

Os resíduos caracterizados no estudo de Abylkhani et al. (2020), foram depositados numa superfície cimentada, misturado e quarteado. A amostra a ser caracterizada foi recolocada sobre uma lona em local fechado para proteção contra intempéries.

Todos as amostras recolhidas no artigo de Vieira e Fiore (2021) foram identificadas, para posteriormente serem dispostas sobre uma lona, "em local seco e coberto para que não houvesse contato com o solo exposto", para então homogeneizar e quartear a amostra inicial. Esta etapa seguiu as metodologias ASTM (2003), DGQA (1989) e FEAM (2019), enchendo um bidão de 200 litros "sem o deixar transbordar, sem comprimir os resíduos e com agitação para que os espaços vazios fossem ocupados. O peso do bidão vazio foi desconsiderado nos valores das pesagens (tara)", as autoras recomendam ainda a dupla homogeneização e quarteamento para preparação da unidade de amostra.

Cheela et al. (2021) referem que realizaram a preparação das amostras, dos níveis de amostragem dos contentores na via pública da seguinte maneira, "o contentor foi dividido horizontalmente em três camadas (topo, meio e fundo) e verticalmente em duas camadas. Amostras de resíduos com um peso de 1,7±0,3 kg foram recolhidas de seis locais aleatórios distribuídos pelo comprimento, largura e profundidade do contentor" e para constituir amostras nos veículos de recolha o procedimento foi semelhante "amostras de resíduos com um peso de 1,7±0,3 kg foram recolhidas em seis locais aleatórios distribuídos no comprimento, largura e profundidade do camião". As amostras recolhidas nas habitações foram através de dois sacos plástico (seco e húmido). Todas as amostras iniciais foram constituídas com o peso definido de 110±5 kg, depositadas numa superfície de betão limpa, misturadas e quarteadas com um trator com retroescavadeira.

Os veículos amostrados no estudo de Ozcan et al. (2016), descarregaram os resíduos em cima de uma lona de polietileno de alta densidade (PEAD) e em pilhas separadas, "das pilhas a serem amostradas, os resíduos foram preenchidos em um molde sem topo e sem fundo com as

dimensões de 1m x 1m x 0,5m aleatoriamente e amostras representativas de 1 m³ foram obtidas dessa forma".

Contaminação e teor de humidade

De cada amostra triada no artigo de Sethi et al. (2013), foram retirados 5 kg em um saco de polietileno e transportados para um laboratório para análise do teor de humidade e vários outros parâmetros químicos, como o teor de matéria orgânica. O teor de humidade variou entre 27% a 35%, com maior concentração nas áreas com condições socioeconómicas mais baixas, devido à presença de maior percentagem de resíduos orgânicos. Os autores salientam a importância de conhecer as características químicas dos resíduos urbanos para decidir qual a melhor instalação de tratamento de resíduos para um município, por exemplo, os resultados dos valores calóricos revelaram que uma instalação de incineração não será viável para o município analisado.

Dez amostras de 1 kg foram separadas no estudo de Komakech et al. (2014) para análises laboratoriais, tais como o teor de humidade, o teor de nutrientes e a energia contida nos resíduos orgânicos. O teor de humidade foi determinado através da secagem de uma subamostra de 5 g a 105 °C durante 4 horas. Como esperado, a percentagem do teor de humidade foi significativamente maior nos meses húmidos do que nos meses secos. Benis et al. (2018) determinam o teor de humidade através do aquecimento dos resíduos a 105 °C durante 1 h.

Kumar et al. (2016) efetuaram a análise do teor de humidade das amostras e de vários outros parâmetros químicos, com base em procedimentos prescritos pelas normas indianas.

No estudo de Ozcan et al. (2016), amostras de 5 kg foram secas em uma estufa a 105 °C durante 24 horas, e depois mantidas em um exsicador até atingirem a temperatura ambiente. O teor de humidade foi calculado utilizando uma equação, orientada pela Instituição de Normas da Turquia. Os resultados revelaram um teor de humidade dos resíduos mais elevado no inverno do que no verão, sendo o valor médio entre as duas estações de 71,17%. Os autores consideram como fator significativo para este alto teor de humidade a quantidade significativa de resíduos orgânicos na composição total dos RU. As amostras não foram recolhidas com veículos compactadores, os autores comentam que "no caso da utilização de veículos de compactação, o teor de humidade diminui devido à liberação de água durante a compressão e a separação dos resíduos de embalagens torna-se difícil devido à quebra e desintegração". Os autores referem ainda que outros estudos apontam que os teores de humidade dos resíduos urbanos variam entre os 15% e os 40%, podendo atingir os 70% dependendo das condições climáticas e que o teor de humidade é um parâmetro químico determinante na conceção de procedimentos para a gestão dos resíduos urbanos, assim como o poder calorífico que está altamente relacionado com o mesmo.

As amostras no estudo de Villalba et al. (2020) não foram compactadas na recolha, durante a amostragem as amostras foram pesadas antes e depois do processo de triagem para calcular a perda de peso, com uma alta perda na primavera, mais de 5%, "o que pode estar relacionado à

evaporação da humidade da matéria orgânica. Além disso, as perdas de peso médios diárias foram comparadas com as temperaturas médias diárias "encontrando um coeficiente de determinação de R^2 de 0,7". Os autores referem que o procedimento de secagem pode ser adequado para uma maior qualidade dos dados e que a recolha de resíduos domésticos separados entre secos e húmidos pode ser adequada para diminuir a contaminação entre os resíduos.

No artigo de Saluja et al. (2020), a secagem dos resíduos estabilizados foi realizada a 105 °C. O valor médio do teor de humidade foi de 8,99%. De seguida, analisou-se a sua composição elementar (percentagem de carbono, hidrogénio, azoto e enxofre). Foi também analisado o teor orgânico, que está relacionado com o teor de humidade das amostras, com um valor médio de de 8,17%.

Mushtaq et al. (2020) realizaram a secagem de amostras de 100 g em estufas durante 3 a 4 horas a uma temperatura de 103 °C e posteriormente arrefecidas em um exsicador. Os resultados mostraram que os teores de humidade variaram entre 47,6% e 52,4%.

Vieira e Fiore (2021) recomendam a análise do teor de humidade e dos parâmetros químicos: pH e teor de matéria orgânica. A determinação do teor de humidade das amostras analisadas neste estudo foi seguida pela norma brasileira NBR 6457, sendo que o resultado para as amostras da recolha indiferenciada foi de 37% e da recolha seletiva foi de 53%. O maior teor das amostras seletivas foi devido à presença de resíduos orgânicos mais a ocorrência de chuva na semana em que foi realizada a recolha. As autoras recomendam ainda que as amostras não sejam compactadas e que estejam bem-acondicionadas "para que não reajam com o meio externo e sofram alteração na sua composição físico-química".

Cheela et al. (2021) referem a importância da caracterização química para fornecer informações para o plano de processamento e tratamento de resíduos. Neste estudo, determinam o teor de humidade e teores de matéria volátil, cinzas e carbono, tendo as amostras sido ainda reduzidas para análise elementar. O teor de humidade dos resíduos urbanos analisados variou entre 30% e 35%, e foi determinado de acordo com a metodologia ASTM E1756-08, através da secagem das amostras em estufa a 103±2 °C por um período de 24 a 48 horas. Os autores referem que os contentores em que as amostras foram recolhidas, estavam abertos "contribuindo para o aumento do teor de humidade em dias de chuva e acesso a animais", manifestam ainda a preocupação de contaminação dos resíduos por humidade no processo de triagem.

Adeniran et al. (2017), Abylkhani et al. (2020) e Teshome et al. (2022) não mencionam este critério. Gómez et al. (2009) também não o mencionam, mas nota-se pelas fotos do artigo que as amostras analisadas não sofreram compactação. E, Al-Jarallah e Alisa (2014) embora apresente os valores correspondentes ao peso húmido dos resíduos caracterizados, referem a importância da determinação do teor da humidade.

Triagem da amostra

Gómez et al. (2009) referem que, durante a triagem, as embalagens que continham resíduos alimentares foram separadas conforme as categorias de resíduos, e as embalagens contendo líquidos eram esvaziadas. Toda a amostra foi caracterizada e a fração fina foi peneirada.

No estudo de Sethi et al. (2013), as amostras foram peneiradas nos diâmetros de 200, 150, 100, 50 e 20 mm. A fração < 20 mm foi considerada como finos, que representou aproximadamente 10% dos resíduos analisados. Os autores classificaram as diferentes granulometrias dos resíduos, pois este é um parâmetro importante durante o processo de biodegradação dos resíduos, "para qualquer sistema de compostagem, existe uma faixa ideal de granulometrias e, para RSU, a faixa ideal de granulometrias está geralmente entre os diâmetros de 12 a 50 mm". Comentam também a dificuldade de separar os resíduos inertes devido às suas pequenas dimensões e sublinham que a sua separação na fonte "é fundamental para o êxito de todas as opções e tecnologias disponíveis de tratamento de resíduos". Al-Jarallah e Alisa (2014) também referem ter peneirado toda a unidade de amostragem e que os resíduos que passaram na peneira de 12,7 mm de abertura foram caracterizados, mas não comentam sobre a fração fina.

Abylkhani et al. (2020) consideraram a fração < 12 mm como finos, com uma categoria também de finos para os resíduos orgânicos. As frações maiores foram caracterizadas manualmente em três etapas: a 1ª constituiu na separação de todos os resíduos > 20 cm; na 2ª etapa os resíduos foram triados até que restassem apenas frações < 12 mm, e então esta fração foi peneirada e triada; e a 3ª etapa considerada como uma triagem detalhada na que classifica os resíduos até o terceiro nível "subcomponentes", conforme será descrito no critério a seguir.

Depois de as amostras do estudo de Saluja et al. (2020) terem sido secas ao ar (7, 8 dias), "foram então introduzidas no equipamento de triagem para separar os resíduos em três frações diferentes: fração grosseira > 80 mm, fração média entre 20 mm – 80 mm e fração fina < 20 mm". Os resíduos > 80 mm não foram triados, apenas pesados, os resíduos entre 20 mm e 80 mm foram triados manualmente de acordo com o catálogo de triagem e a fração fina (composta principalmente por material semelhante ao solo) foi pesada e mantida em sacos de plástico em um local fresco para análise química.

Cheela et al. (2021) afirmam que o procedimento de secagem e peneiração pode facilitar a classificação dos resíduos, portanto, "as amostras secas foram peneiradas em peneira de malha 40 mm por um período de 15 min. para segregar os componentes de grande tamanho e, em seguida, em uma peneira de 12,5 mm para separar o material fino". Os resíduos < 12,5 mm foram considerados a fração fina, e os que ficaram retidos nas peneiras de 40 mm e 12,5 mm foram triados manualmente, e os resíduos finos foram classificados na categoria "outros". Os autores referem que, embora a peneiração e/ou secagem dos resíduos melhore a eficácia nesta etapa de triagem, "pode ser fonte de erro para os finos (resíduos de alimentos) e inorgânicos (cinzas, solo)", referem ainda que os resíduos de menor dimensão, como poeiras, cascalho e varredura de ruas, "devem ser recolhidos separadamente e usados para a cobertura vegetal e a atividade de terraplenagem nos locais de eliminação. A mistura dos componentes inertes reduz a

capacidade de processamento das unidades de tratamento biológico e o potencial de reciclagem dos recicláveis".

Komakech et al. (2014) realizaram a separação manual de toda a unidade amostral, e posteriormente misturaram e separaram uma fração de resíduos orgânicos para análise de parâmetros químicos.

Villalba et al. (2020) afirma que, embora o método de Sakurai (1983) não recomende a peneiração, este procedimento, assim como a secagem podem ser adequados para a melhoria dos dados obtidos. As amostras foram triadas conforme o catálogo de triagem, no qual não existe uma categoria definida para a fração fina. Esta etapa foi realizada de acordo com as orientações da metodologia CE (2004).

Kumar et al. (2016), Ozcan et al. (2016), Adeniran et al. (2017), Benis et al. (2018), Mushtaq et al. (2020), Vieira e Fiore (2021) e Teshome et al. (2022) referem ter realizado a triagem de todas as amostras, mas não comentam quanto ao método de peneiramento.

Catálogo de triagem

O número de categorias primárias entre os quinze artigos analisados variou entre 6 e 17 categorias, com uma média de 10,5 (conforme o Anexo VII). Treze deles, classificaram as amostras apenas em categorias primárias, um dos artigos classifica as amostras até a categoria secundária (Villalba et al., 2020) e um único artigo até a categoria terciária, que considera um estudo detalhado de caracterização das amostras analisadas (Abylkhani et al., 2020).

Gómez et al. (2009), referem ter considerado as frações frequentemente encontradas nos resíduos domésticos para o catálogo de triagem, com 15 categorias primárias. Mushtaq et al. (2020) referem que inicialmente tinham classificado 48 categorias, no entanto "durante o processo de triagem, as frações dos resíduos urbanos eram minúsculas em quantidade e não eram pesáveis", reduzindo assim as categorias primárias. Vieira e Fiore (2021) recomendam um mínimo de 14 categorias para o catálogo de triagem.

Villalba et al. (2020) procuram otimizar ao máximo o catálogo de triagem para melhorar a significância estatística dos resultados, "considerando quais os materiais são recicláveis em Tandil e como são processados", optando assim por 12 categorias primárias e 8 categorias secundárias.

Abylkhani et al. (2020) basearam-se em vários estudos para determinar o catálogo de triagem, decidindo ordená-los de forma semelhante à recomendada pelo artigo finlandês (Sahimaa et al., 2015) - comentado no critério catálogo de triagem, dos países europeus. Assim, foi classificado em três níveis e denominado como "frações" contendo 12 categorias primárias, "componentes" contendo 15 categorias secundárias, correspondentes a 4 "frações" do nível primário (todos os tipos de papel, plástico, vidro e metais) e os "subcomponentes" com 14 categorias terciárias correspondentes a 5 "componentes" do nível secundário (todos os orgânicos, PEBD, papel, vidro

separável e todos os diversos). Todas as categorias foram selecionadas com base no seu potencial de valorização e na sua abundância ou disponibilidade nos resíduos urbanos. Os autores comentam que a determinação de uma categoria própria para as "fraldas" se deveu ao fato de "conterem uma mistura de materiais como o algodão, o papel, o plástico e o hidrogel", para além de serem um resíduo fácil de identificar na etapa da triagem, sendo a percentagem atingida neste estudo de 5,9%, "o que significa que, dependendo da disponibilidade futura de tecnologias, poderão ser valorizadas através de opções como substrato em operações de compostagem ou como combustível derivado de resíduos em sistemas de recuperação de calor". Comentam ainda que os resíduos de "vidro" foram separados pela sua cor, devido ao fato de o vidro transparente ser o mais interesse do ponto de vista económico.

Em relação aos resíduos "fraldas", outros quatro artigos fazem referência a eles nas categorias de "resíduos sanitários" (Al-Jarallah e Alisa, 2014, Adeniran et al., 2017, Vieira e Fiore, 2021 e Cheela et al., 2021) e um artigo na categoria "outros combustíveis" (Ozcan et al., 2016). Os demais artigos não comentaram especificamente sobre esses resíduos.

Relativamente aos resíduos de "vidro", Gómez et al. (2009), também separa o vidro de acordo com a cor. Dois artigos da Índia, classificam os "vidro e cerâmica" em conjunto (Kumar et al., 2016 e Cheela et al., 2021) e os restantes onze artigos classificaram apenas o "vidro", em uma categoria primária.

Apenas dois artigos consideraram uma categoria própria para os resíduos "finos", Gómez et al. (2009) como uma das 15 categorias primárias, e Abylkhani et al. (2020) que, para além de considerarem os "resíduos finos (< 12 mm)" em uma categoria primária, também os consideraram em uma categoria terciária como "resíduos finos orgânicos (< 12mm)". A maioria dos outros artigos classificou-os em categorias como "outros" ou "inertes". Com exceção do artigo de Saluja et al. (2020), que, para efeitos do estudo, classificou a fração < 20 mm como materiais semelhantes ao solo.

Em geral, a maioria dos estudos classificou os resíduos de "papel", "plástico", "vidro" e "metal", em uma única categoria primária sem os separar. Komakech et al. (2014), referem que a separação dos plásticos rígidos e flexíveis foi "motivada pelo sistema de reciclagem em Kampala, onde essas duas frações não só têm preços diferentes, mas são geridas por duas entidades distintas".

Os resíduos "orgânicos" estão claramente divididos entre "resíduos alimentares" e "resíduos de jardim" em 5 artigos (Gómez et al., 2009, Ozcan et al., 2016, Abylkhani et al., 2020, Villalba et al., 2020, Mushtaq et al., 2020), enquanto outros 9 atribuem uma única categoria como "matéria compostável/biodegradável" (Sethi et al., 2013, Kumar et al., 2016, Benis et al., 2018) ou apenas como "orgânicos" (Komakech et al., 2014, Al-Jarallah e Alisa, 2014, Adeniran et al., 2017, Vieira e Fiore, 2021, Cheela et al., 2021, Teshome et al., 2022), um dos artigos não atribui nenhuma categoria aos orgânicos, pois eles já haviam sido decompostos entre os resíduos estabilizados (Saluja et al., 2020). No artigo de Kuwait, os autores concluíram que "como as opções de tratamento para resíduos orgânicos dependem da origem dos resíduos, é importante determinar se os resíduos orgânicos são pré ou pós-consumidos" (Al-Jarallah e Alisa, 2014).

Dez artigos consideraram uma categoria primária para “outros”, dois artigos classificaram uma categoria para “diversos”, na qual todos os resíduos que não se enquadram em nenhuma outra categoria deve ser classificados (Abylkhani et al., 2020 e Villalba et al., 2020), um artigo atribuiu uma categoria para “inertes” (Mushtaq et al., 2020) e dois artigos não classificaram nenhuma categoria nesse sentido (Al-Jarallah e Alisa, 2014 e Kumar et al., 2016).

Apresentam-se de seguida, por ordem decrescente, as categorias mais pertinentes que foram classificadas entre os 15 artigos analisados:

- Resíduos têxteis - 12 artigos
- Madeira - 7 artigos
- REEE – 5 artigos
- Resíduos sanitários – 4 artigos
- Resíduos de couro e borracha – 3 artigos
- Bateria – 3 artigos
- ECAL – 3 artigos
- Resíduos perigosos – 2 artigos
- RCD – 2 artigos
- Resíduos finos – 2 artigos
- Resíduos volumosos – 1 artigo

Padrões estatísticos

Kumar et al. (2016), Adeniran et al. (2017) e Abylkhani et al. (2020), optam por análises estatísticas com o nível de confiança de 90%.

Al-Jarallah e Alisa (2014) realizaram as análises estatísticas de acordo com a metodologia de McCauley-Bell et al. (1997) - desenvolvido para o distrito da Flórida dos EUA, com o nível de confiança de 95%. Os autores comentam que apesar de considerarem as análises estatísticas fiáveis, será ainda necessário um maior nível de detalhe no catálogo de triagem, bem como uma análise aprofundada sobre as origens dos resíduos: doméstica, comercial e industrial. Benis et al. (2018), Villalba et al. (2020), Cheela et al. (2021), e Teshome et al. (2022), também trabalham com nível de confiança de 95%. Teshome et al. (2022), utilizaram a abordagem de transformação logarítmica para os dados que não apresentaram uma distribuição normal.

Gómez et al. (2009) foram os únicos a realizar o cálculo amostral um nível de confiança de 99% com um erro de 10% (Gómez et al., 2009).

Os demais artigos, não referem sobre o nível de confiança para as análises estatísticas efetuadas (Sethi et al., 2013, Komakech et al., 2014, Ozcan et al., 2016, Saluja et al., 2020, Mushtaq et al., 2020, Vieira e Fiore, 2021).

Apresentação de dados

Gómez et al. (2009) agrupa as 15 categorias em 6 grupos e representa os valores percentuais da composição para o município analisado em um gráfico circular com a composição dos resíduos em percentagem, "ponderada por doze meses para os três níveis socioeconômicos estudados". Os autores comentam ter utilizado a análise da variância (ANOVA).

Sethi et al. (2013) apresentam os valores da média, desvio padrão, além dos resultados das características químicas e geotécnicas dos resíduos.

Komakech et al. (2014) apresentam os resultados da média, desvio padrão e gráficos em barra e box plot, e realizam os testes ANOVA e de Tukey.

Al-Jarallah e Alisa (2014) apresentam os resultados da média, desvio padrão e gráficos de barra, box plot, matriz e de efeitos de interação, também realizaram análise de variância (ANOVA), análise fatorial, modelo de regressão e análise residual para garantir que o modelo era estatisticamente adequado – conforme orientações do livro "*Design and Analysis of Experiments*" da universidade do Arizona (EUA), de 2008.

Kumar et al. (2016) apresentam como medidas de tendência central a média e a mediana, e como medidas de variabilidade, o desvio padrão, intervalos de quartis e os intervalos de dados, "para determinar a dispersão dos dados em torno dos valores centrais". Esta medida de dispersão e a forma da distribuição de probabilidade foram analisadas com base na assimetria e curtose, e os resultados apresentados em gráficos de caixa e bigodes. Outros resultados também foram apresentados em gráficos de barra.

Ozcan et al. (2016) e Mushtaq et al. (2020) e Cheela et al. (2021) apresentaram apenas a média e o desvio padrão como parâmetros estatísticos. Os dois primeiros artigos também apresentam os resultados em gráficos de barras.

No artigo de Adeniran et al. (2017), é realizada uma análise de correlação de Spearman e a composição dos resíduos é apresentado em gráfico circular.

Benis et al. (2018) realizam o teste estatístico do qui-quadrado para avaliar as relações do conhecimento, atitude e prática (CAP), com o género, nível de conhecimento e ocupação.

Abylkhani et al. (2020) apresentam os valores de média, desvio padrão e gráficos de barras. E foi realizada uma análise quantitativa dos resíduos urbanos (ver critério "quantificação") com os valores mínimos, médios e máximos mensais, o desvio padrão, a mediana e o 1º e 3º quartis.

Villalba et al. (2020) analisam a normalidade dos dados "associados às taxas de produção por categoria de resíduos (em kg/pessoa/ano) por meio de testes de Shapiro-Wilks e gráficos de QQ", as categorias que responderam a uma distribuição normal, foram utilizadas para testes de variância (ANOVA) e Tukey para comparação entre os estratos. Além de serem apresentados os valores de média, desvio padrão e intervalos de confiança, e gráfico de análise de regressão da perda de peso média diária. Por fim, cada categoria de resíduo foi apresentada em percentagem de peso húmido e "em kg *per capita* para comparação dos estratos. Desta forma,

evitámos as restrições relacionadas a análise de conjuntos de dados fechados", conforme relatado no artigo realizado entre a Dinamarca e a Espanha em 2017 (ver critério 2.2.2.2. e 2.2.2.4.)

Saluja et al. (2020), apresentam os valores de média, desvio padrão, gráfico circular, e os resultados da análise química elementar (para verificar a relação C/N - carbono e azoto) e de metais pesados.

Os cálculos realizados e recomendados por Vieira e Fiore (2021) referem-se à composição gravimétrica, peso específico e produção de resíduos. Apresentam os resultados do estudo através de gráfico de barras e de rede.

Teshome et al. (2022), realizaram uma análise de variância unidirecional (ANOVA) para analisar as variações entre a taxa de produção de resíduos domésticos em relação aos diferentes níveis socioeconómicos, com valores de média e erro padrão, além de realizarem a comparação entre as diferentes origens dos resíduos: doméstico, comercial, instituições e municipal (varrição de rua). Para análise da variação sazonal, foram realizados os testes t de Student, e o de Tukey. Neste estudo, os autores dedicaram-se a desenvolver um modelo de previsão da taxa de produção de resíduos domésticos, com base nos 7 fatores socioeconómicos mais influentes, tais como:

a. tamanho da família
b. renda mensal
c. idade do chefe de família
d. género
e. situação profissional
f. estado civil
g. nível de escolaridade

Começaram por realizar o teste de correlação de Pearson, para determinar as relações lineares entre as variáveis independentes (fatores socioeconómicos) e a variável dependente (taxa de produção de resíduos domésticos). Posteriormente, foram efetuados os testes de normalidades, multicolinearidade e homocedasticidade. O teste de normalidade foi realizado através do teste de Kolmogorov-Smirnov e os resultados apresentados em gráfico P-P e histogramas, e devido ao fato dos dados não apresentarem uma distribuição normal, foi realizado a transformação dos dados numa base logarítmica. A multicolinearidade foi analisada com "o fator de inflação de variância (FIV) para identificar correlações multivariadas e o coeficiente de correlação de Pearson (r) para identificar associações bivariadas". E, o estudo da homocedasticidade foi realizado através de gráfico de dispersão, para a variável dependente. Assim, foram realizadas análises de regressão linear múltipla para o desenvolvimento de 4 modelos. O modelo 4 foi eleito como o melhor modelo, "com base em um alto valor de determinação do coeficiente de regressão (0,72), baixo erro absoluto médio (0,094), erro da soma quadrada (1,28) e erro padrão da estimativa (0,908):

$$\log Y = 0{,}687 + 0{,}007\mathrm{MI} + 0{,}031\mathrm{Edu} - 0{,}153\mathrm{Hs} - 0{,}026$$

Em que,

$\log Y =$ taxa de geração de resíduos sólidos transformada em log (kg/c/dia)

$MI =$ renda familiar mensal

$Edu =$ nível educacional do chefe da família

$Hs =$ tamanho da família

Para validação final do modelo, foi realizado um teste t pareado. Os autores afirmam que o modelo desenvolvido pode ser utilizado noutros municípios de tamanho comparável e que, embora o modelo considere fatores socioeconómicos, outros fatores ambientais devem ser estudados para melhorar a sua previsão.

Aplicação informática

Seis artigos referem as aplicações informáticas utilizadas para conduzir as análises estatísticas. Komakech et al. (2014) utilizaram o *software* estatístico R (*Core Team*, 2012), Kumar et al. (2016), utilizaram o *software* MS Excel 2007, Adeniran et al. (2017), Benis et al. (2018) e Teshome et al. (2022), utilizaram o *software* SPSS (*Statistical Package for Social Sciences*), nas suas versões 21, 13 e 25, respetivamente.

Para o acompanhamento da produção diária de resíduos, Adeniran et al. (2017), utilizaram o *software* de gerenciamento NALAS *Municipal Solid Waste Information System* (SWIS). E, para a estratificação em diferentes níveis de renda, Villalba et al. (2020), utilizaram o *software ArcGIS Grouping Analysis*.

Os outros nove artigos, não comentaram sobre esse critério (Gómez et al. (2009), Sethi et al. (2013), Al-Jarallah e Alisa (2014), Ozcan et al. (2016), Abylkhani et al. (2020), Saluja et al. (2020), Mushtaq et al. (2020), Vieira e Fiore (2021), Cheela et al. (2021).

Quantificação

Gómez et al. (2009) referem que realizaram o cálculo para a taxa de produção anual de resíduos, considerando uma média ponderada, escolhendo o mês de abril para representar o clima temperado, agosto para representar temperaturas elevadas e janeiro para temperaturas baixas, “a quantidade média ponderada de resíduos gerados em Chihuahua foi de 0,592 kg per capita dia”.

Sethi et al. (2013) têm conhecimento da quantidade diária de resíduos urbanos produzidos no município, e da percentagem produzida por cada zona (zona residencial, 85%; zona industrial, 10% e zona mista, 5%).

Komakech et al. (2014), comentam que as quantidades de resíduos depositados em aterro analisadas durante o estudo foram controladas para posteriores cálculos, “cerca de 28.000 toneladas de resíduos urbanos de Kampala foram depositadas no aterro todos os meses”.

O estudo de Al-Jarallah e Alisa (2014) teve acesso aos relatórios diários e mensais da produção dos resíduos depositados nos aterros analisados. Os resultados indicaram uma taxa de produção de 1,01 kg/pessoa, nos últimos anos da análise.

Kumar et al. (2016) as taxas de produção dos resíduos foram calculadas com base na pesagem dos veículos de recolha dos resíduos urbanos.

Ozcan et al. (2016), realizaram uma análise da variação da produção de resíduos nos últimos 2 anos do estudo e, com base nos registos, calcularam que a taxa de produção diária era de 0,98 kg por pessoa.

No estudo de Adeniran et al. (2017), as produções dos resíduos foram controladas em veículos de recolha de 16,5 m³ e 18,6 m³. O tamanho de cada veículo foi considerado em 90%, “para acomodar o erro de carregamento que poderia estar associado a camiões de resíduos não compactadores”. A produção média diária estimada de resíduos no campus universitário foi de 32,2 toneladas.

Benis et al. (2018) conhecem os valores da produção anual de resíduos urbanos nas regiões estudadas, estimando-a em 732 g *per capita* por dia.

Abylkhani et al. (2020) calculam a taxa de produção de resíduos urbanos com base em dados municipais, bem como em dados da literatura. De acordo com Tchobanoglous et al. (1993 – compilando em um livro de 2002), os resíduos urbanos são constituídos pelos seguintes fluxos:

1. Bens residenciais e comerciais - *valor típico* 62% de todo o RU
2. Itens especiais como itens volumosos e linha branca - *valor típico* 5%
3. Resíduos domésticos perigoso - *valor típico* 0,1%
4. Resíduos institucionais - *valor típico* 3,4%
5. RCD - *valor típico* 14%
6. Serviços municipais - *valor típico* 9,5%
7. Lodos da estação de tratamento - *valor típico* 6%

Os valores típicos estimados excluem os resíduos industriais e agrícolas. Os resíduos urbanos recebidos pelo aterro onde o estudo foi realizado, no Cazaquistão, correspondem aos resíduos 1, 2 e 6, totalizando um valor típico estimado de 76,5%. A quantidade total de resíduos recebidos no ano de 2017, conforme comunicado pelo município, foi de 411.674 toneladas. Com base nisso, a quantidade de resíduos urbanos foi extrapolada para 100%, resultando em 538.136 toneladas. Em seguida, essa quantidade anual foi dividida pelo número de habitantes em 2017 e por 365 dias, resultando em uma taxa de produção per capita por dia de 1,47 kg. Por fim, a quantidade total dos RU de Cazaquistão, foi representada como sendo:

1. 67,3% - Bens residenciais e comerciais

2. 7,04% - Itens especiais como itens volumosos e linha branca
6. 25,6% - Serviços municipais

Para o cálculo da taxa de produção de resíduos domésticos, Villalba et al. (2020), consideraram a quantidade de resíduos produzidos por cada estrato diariamente, e o número de pessoas que os produziram, "para o cálculo dos resultados gerais de cada campanha, as medidas dos estratos individuais foram ponderadas de acordo com sua parcela na população-mãe" conforme determinado pela ferramenta SWA (CE, 2004). O estrato de nível médio de rendimento apresentou a taxa de produção mais elevada, igual a 0,4314 kg *per capita* por dia. De acordo com os resultados, "as residências contribuem com menos de 50% do total de resíduos urbanos" que chegam ao aterro e a taxa de produção de resíduos domésticos no município de Tandil é de 0,401 kg *per capita* por dia.

As taxas de produção de resíduos urbanos no artigo de Mushtaq et al. (2020) foram assumidas conforme a pesquisa de campo porta a porta, e de um estudo realizado em 59 municípios da Índia em 2016.

Para determinar a taxa de produção dos resíduos, Vieira e Fiore (2021), recomendam a monitorização do peso dos camiões no local da sua deposição. O valor da quantidade de deposição diária deve ser dividido pelo número total de habitantes do município. Na área de estudo a taxa de produção per capita foi de 0,48 kg de resíduos urbanos por dia.

Cheela et al. (2021) reconhece através de estudos anteriores na Índia que, o município analisado (Visakhapatnam) produz cerca de:

1. 62% de resíduos residenciais
2. 8,5% de resíduos de esgoto
3. 8,3% de resíduos de varrição de rua
4. 8,2% de resíduos de mercados
5. 4,7% de resíduos de estabelecimento comercial
6. 2,3% de resíduos de hotéis e restaurantes
7. 6% restantes incluem resíduos de instituição, templos, salas de eventos e locais de lazer

Tendo em conta este fato e com os resultados obtidos neste estudo, a taxa de produção de resíduos urbanos foi determinada em 0,65 kg *per capita* por dia (1250±100 toneladas/dia). Este estudo concluiu que a taxa de produção de resíduos é proporcional a densidade populacional. Em contrapartida, os autores comentam sobre o estudo português (Soukiazis & Proença, 2020) em que verificam que a taxa de produção de resíduos "é dependente dos hábitos de consumo afetados pelos níveis de renda, enquanto a influência da densidade populacional, estrutura etária tem um impacto neutro na taxa de produção dos resíduos".

Teshome et al. (2022), encontraram uma taxa média de produção de resíduos domésticos de 0,39 kg *per capita* por dia. Para o efeito, utilizaram equações de acordo com um estudo realizado entre os países do Gana e da Dinamarca (Miezah et al., 2015):

$$TGRD\ = \frac{\frac{kg}{c}}{dia} = \frac{Peso\ total\ dos\ resíduos\ domésticos\ \text{produzidos}}{Um\ número\ total\ de\ \text{pessoas}\ no\ \text{domicílio}\ X\ número\ de\ dias\ \text{de produção}}$$

Com a equação abaixo, foi calculada a taxa total dos resíduos domésticos (RD):

$$Total\ RD\ = \frac{kg}{dia} = número\ de\ habitantes\ no\ município\ X\ \frac{TGRD\ \frac{Kg}{c}}{dia}$$

Para o propósito do estudo de Saluja et al. (2020), só foi necessário calcular a idade dos resíduos em decomposição fornecidos pelo município.

Meios materiais e humanos

A caraterização dos resíduos domésticos no artigo de Gómez et al. (2009) foi realizada por uma equipa experiente com a caracterização de resíduos e com formação académica em questões ambientais, para além da utilização de uma balança digital calibrada para a pesagem diária das amostras.

A caracterização no Cazaquistão (Abylkhani et al., 2020), foi realizada pelos trabalhadores do centro de triagem de resíduos urbanos e membros da equipa do projeto.

Vieira e Fiore (2021) comentam que a caracterização foi realizada por 4 trabalhadores capacitados para o efeito, e a utilização de bidões de 200 litros, uma balança mecânica e um dinamômetro.

No artigo de Al-Jarallah e Alisa (2014), uma equipa de 6 pessoas realizou a caracterização dos resíduos, utilizando uma lona plástica, pás, vassouras, recipientes plásticos e uma balança calibrada.

Identifica-se em uma foto, no artigo de Saluja et al. (2020), 4 trabalhadores a caracterizando os resíduos estabilizados, em um aterro sanitário, com o auxílio de um equipamento de triagem, para a separação do tamanho das partículas dos resíduos.

Ozcan et al. (2016) relatam a utilização de uma lona de PEAD, sobre a qual foi depositada a amostra, e a utilização de uma balança eletrónica para o processo de pesagem.

Na etapa da preparação da amostra Adeniran et al. (2017), comentam o uso de pás e sacos de polietileno.

Três artigos científicos, comentam que a caracterização foi realizada por catadores de resíduos recicláveis, nos locais da amostragem. Sethi et al. (2013) referem a presença de catadores na lixeira. Komakech et al. (2014), afirmam ter contratado os catadores que trabalhavam no aterro sanitário e Mushtaq et al. (2020), que foi realizada por catadores locais e trabalhadores municipais.

Cheela et al. (2021), relatam que devido a falta de alguns trabalhadores e a alocação de outros membros, pode ter levado a erros de amostragem na etapa da triagem, e que a não qualificação dos envolvidos aumenta a complexidade de uma base de dados fiáveis sobre os resíduos.

Kumar et al. (2016), Benis et al. (2018), Villalba et al. (2020) e Teshome et al. (2022) não mencionam sobre este critério para a caracterização.

Saúde e segurança

No artigo de Komakech et al. (2014) e Saluja et al. (2020), são apresentadas fotos com os caracterizadores a trabalhar sem a utilização dos equipamentos de proteção individual (EPI) e em condições precárias. Al-Jarallah e Alisa (2014) referem que, antes da caracterização, foi adquirido um conjunto de primeiros socorros e EPI para a equipa de trabalhadores.

Embora Mushtaq et al. (2020) não tenham abordado este critério especificamente para a caracterização física dos resíduos urbanos, seu artigo avalia o impacto no ecossistema montanhoso e na saúde pública devido às práticas, ou ausência, da gestão de resíduos urbanos.

Custos

Apenas dois artigos, comentam sobre os custos associados à caracterização dos resíduos analisados. Villalba et al. (2020), referem que as recolhas foram otimizadas para 60 amostras de resíduos domésticos por dia, o que possibilitou que a recolha fosse realizada com veículos particulares, minimizando assim os custos com o estudo. Cheela et al. (2021) observam que “o processo de amostragem de resíduos é uma atividade demorada e cara, pois envolve amostragem e análise repetidas com base em critérios de estratificação”, e que embora seja recomendado o tamanho inicial da amostra de 1 000 kg, não foi possível neste estudo, pois exigiria um alto custo.

2.2.2.2. Análise de 10 artigos científicos de países europeus

Neste contexto, é igualmente o reconhecimento do valor que a caracterização dos resíduos urbanos tem para todo o seu sistema de gestão. É uma ferramenta essencial para os municípios verificarem a taxa de separação na origem, o que contribui para o plano de transição para uma

economia circular (Zhao et al., 2021). O conhecimento da composição dos resíduos é um pré-requisito para a implementação de instalações de gestão de resíduos urbanos, o que significa que o desempenho das instalações depende, em certa medida, de uma análise válida e representativa da composição dos resíduos urbanos (Wavrer, 2018). Esta análise deve ser efetuada antes de avançar para um plano de gestão de RU (Zorpas et al., 2015). Por conseguinte, resultados ótimos dos sistemas de gestão de RU só podem ser alcançados através de um conhecimento aprofundado da sua composição, quantidade e monitorização, desde a conceção do plano de gestão até à avaliação do seu desempenho ambiental e financeiro (Mathioudakis et al., 2020).

Segundo Edjabou et al. (2015), "dados precisos e confiáveis sobre a composição de resíduos são cruciais tanto para desenvolver o sistema de resíduos e melhorar as tecnologias, bem como a melhoria da recuperação de recursos na sociedade". Para Sashimaa et al. (2015), "os estudos de composição de resíduos são essenciais para vários fins, desde a tomada de decisão sobre a utilização dos resíduos até o planeamento de campanhas de comunicação". Na Espanha, por exemplo, em função da composição física dos resíduos urbanos, foi proposta uma nova correlação para estimar os valores de aquecimento inferiores – um parâmetro utilizado para calcular o teor energético dos resíduos (Castrillón et al., 2013). Outros exemplos de utilidades específicas da composição dos resíduos são a comparação de diferentes sistemas de recolha, a determinação de várias propriedades de combustão, a avaliação do ciclo de vida dos resíduos e o seu controlo de qualidade (Liikanen et al., 2016).

Para além da importância de dados robustos e fiáveis para a eficiência da gestão RU, é enfatizada a necessidade de uma metodologia padronizada que permita a comparabilidade dos resultados em diferentes territórios nacionais e internacionais.

De acordo com Dahlén & Lagerkvist (2008), "muitos métodos diferentes são usados em toda a Europa e no resto do mundo, e mesmo dentro de um pequeno país como a Suécia, vários métodos diferentes são usados em paralelo". Sashimaa et al., (2015) dizem que, "na Finlândia, estudos sobre a composição dos resíduos domésticos residuais tem sido, na sua maioria, conduzida através de diferentes métodos, o que torna difícil a comparação dos resultados". Na Dinamarca, Edjabou et al., (2015), afirmam que "na ausência de metodologias de caracterização de resíduos normalizadas e comumente aceites, várias abordagens têm sido relatadas na literatura. Isso limita tanto a comparabilidade quanto a aplicabilidade dos resultados". Liikanen et al. (2016) apontam algumas razões para a variedade de metodologias, devido a "diferentes sistemas de separação na fonte, diretrizes de classificação, sistemas de recolha de resíduos e informações necessárias sobre a composição dos resíduos urbanos indiferenciados".

No âmbito do projeto Horizonte 2020 da Comissão Europeia, a Grécia, propõe uma metodologia para a caracterização de resíduos urbanos, como base para uma padronizada. Os autores referem que a metodologia foi desenvolvida com custos e esforços relativamente baixos, aplicável a todos os contextos urbanos independente das características específicas do seu quadro de gestão de resíduos, e com potencial de evoluir para uma metodologia global. Segundo Mathioudakis et al. (2020), a proposta "poderia resolver a falta de uma metodologia padronizada

e comumente aceita, o que leva à falta de comparabilidade entre os resultados de várias análises".

Em seguida, serão abordados os critérios de relevância para a caracterização de RU dos 10 artigos científicos, de países europeus.

Metodologias de quantificação e caracterização de resíduos urbanos aplicada

Na Suécia, Dahlén & Lagerkvist (2008), procuraram identificar a metodologia mais fiável para a caracterização dos resíduos domésticos, a fim de contribuir para o desenvolvimento de sistemas de triagem na origem. Para o efeito, analisaram vinte metodologias internacionais de referência para o estudo da composição dos resíduos urbanos, algumas das quais se referiam aos RU em geral e outras especificamente aos resíduos domésticos. Destas vinte metodologias, três coincidem com as metodologias analisadas por Branco (2005) para a proposta de uma metodologia padronizada em Portugal (ver secção 2.2.1.2.), sendo elas:

- EUA - US EPA, 1991
- EUA - ASTM D 5231, 2003
- UE - Comissão Europeia (ferramenta SWA), 2004

Além de outras, como:

- Países Baixos - Cornelissen e Otte, 1995
- Países escandinavos - *Nordtest, Nordic Innovations Center*, 1995
- Estados Unidos - Reinhart e McCauley-Bell, 1996
- Suécia - Associação Sueca de Gestão de Resíduos (RVF), 2005
- País de Gales - Burnley et al., e a Agência Ambiental da Inglaterra e País de Gales, 2007

Esse estudo teve ainda em consideração os 7 erros da Teoria da Amostragem (TAM) de Pierre Gy, inerentes às etapas do plano de amostragem:

1. Erro de flutuação de heterogeneidade de longe alcance
2. Erro de flutuação de heterogeneidade periódica
3. Erro fundamental da amostragem
4. Erro de agrupamento e segregação
5. Erro de delimitação de incremento
6. Erro de extração de incremento
7. Erro de preparação

Em Espanha, nas Astúrias, a metodologia de caracterização utilizada baseou-se na norma francesa AFNOR XP X30-408, relativa à caracterização de resíduos domésticos e resíduos similares (Castrillón, 2013).

Edjabou et al., (2015), com o objetivo de desenvolver uma metodologia de caracterização de resíduos urbanos mais consistente, realiza um estudo de caso com os resíduos domésticos residuais dinamarqueses de acordo com as diretrizes das metodologias, Nordtest (1995), CE

(2004) e do Registo Nacional de Resíduos da Dinamarca (2014), bem como evitando erros da TAM.

No mesmo ano, Sahimaa et al. (2015), também procuraram desenvolver uma metodologia padronizada e mais fiável para a Finlândia, tendo para isso analisado diferentes metodologias europeias, comparado 19 estudos finlandeses sobre a composição dos resíduos domésticos residuais e realizado entrevistas com diferentes autoridades do setor da gestão de resíduos. Entre os métodos europeus analisados, destacam-se dois referidos como métodos nacionais padronizados:

- Escócia - Orientações sobre a metodologia de análise da composição dos resíduos (Parfitt et al., 2013)
- Suécia - Manual para estudos de composição de resíduos domésticos (Avfall Sverige, 2013 e RVF 2005)

Em Chipre, é realizada a primeira caracterização de resíduos domésticos residuais num município-alvo, apoiada pela norma europeia EN14899:2005, para estimar a taxa de separação na fonte, bem como a escala e origem do desperdício alimentar, e, através de dados fiáveis, desenvolver novas abordagens para a prevenção de resíduos (Zorpas et al., 2015).

Liikanen et al. (2016), realizaram um teste à metodologia desenvolvida em 2014 na Finlândia, para a caracterização dos resíduos urbanos indiferenciados (designados como “mistos”), bem como a atualização do catálogo de triagem, orientado por Sahimaa et al. (2015). De referir que um dos autores participou nestes três estudos referidos (Olli Sahimaa), sendo referido no último estudo mencionado que “a classificação das frações de resíduos é uma parte particularmente importante do método, uma vez que define a informação obtida através um estudo de composição”.

Na Dinamarca, Edjabou et al. (2018), continuaram a buscar melhorias para a metodologia proposta anteriormente (Edjabou et al, 2015), dando ênfase na análise estatística dos dados obtidos e considerando a variação sazonal com fator de influência - caracterização dos resíduos domésticos analisados foi realizada no ano de 2011 e 2012, seguindo os preceitos das metodologias, Nordtest (1995), EPA dos EUA (2002) e CE (2004).

No âmbito da 8ª Conferência Mundial sobre Amostragem e Mistura (WCSB8) da *International Pierre Gy Sampling Association* (IPGSA), Wavrer, 2018, realizou um estudo de caso na França, no qual aplicou os conceitos da Teoria da Amostragem (TAM) na MODECOM, com o objetivo de investigar a representatividade da unidade de amostragem da metodologia francesa, a partir do cálculo do Erro Fundamental da Amostragem (EFA), e resultante da heterogeneidade dos resíduos urbanos. O autor explica que a MODECOM é a abreviação de MéthOde DE Caractérisation des Ordures Ménagères do método nacional francês para caracterização de resíduos domésticos, desenvolvida pela Agência Francesa de Gerenciamento de Energia e Meio Ambiente (ADEME) em 1993. Foi posteriormente transcrito pela Associação Francesa de Padronização (AFNOR).

A metodologia proposta pela Grécia foi baseada no protocolo desenvolvido no âmbito do Waste-4think do Projeto Horizonte 2020 da Comissão Europeia. A metodologia dos países escandinavos, Nordtest (1995), foi referenciada, bem como estudos complementares dos autores Edjabou et al. (2017), sobre "análise estatística dos dados de composição dos resíduos sólidos: média aritmética, desvio padrão e coeficientes de correlação" - realizados entre os países da Dinamarca e Espanha.

Na República Checa (Zhao et al., 2021), foram analisados dados de caracterizações de resíduos domésticos residuais realizadas por 35 municípios conforme diretrizes nacionais adaptadas pela MODECOM, a fim de compreender o desempenho da separação na fonte/origem. Os autores referiram-se a um projeto em fase inicial, para o desenvolvimento de uma metodologia para os resíduos domésticos tchecos, que fornece dados para um processamento estatístico complexo que permitirá previsões relevantes da evolução da composição dos resíduos analisados, e apresentado no âmbito da 2ª conferência internacional sobre tecnologias e modelos de negócios para a economia circular (Kropáč et al., 2020) – será comentado na seção 2.2.2.4.

Resíduo alvo do estudo

Dos 10 artigos científicos analisados, 8 tiveram como alvo do estudo apenas os resíduos de origem doméstica, quer os resíduos residuais – somente os que não foram separados na fonte (Dahlén e Lagerkvist, 2008; Edjabou et al., 2015; Sahimaa et al., 2015; Edjabou et al., 2018; Zhao et al., 2021; Zorpas et al., 2015), quer todos os resíduos domésticos produzidos – separados e não separados na fonte (Wavrer, 2018; Mathioudakis et al., 2020).

Na Espanha, Castrillón et al. (2013), realizaram a caracterização dos resíduos urbanos indiferenciados, isto é, independente da sua origem de produção e após a separação na fonte.

Na Finlândia, é aplicado a metodologia desenvolvida especificamente para a caracterização dos resíduos urbanos indiferenciados. Embora, seja referido que as amostras analisadas continham principalmente resíduos indiferenciados de residências. O interesse na composição dos RU "mistos" é destacado por Liikanen, et al. (2016), devido ao fato de constituírem a maior quantidade do total de RU, aos novos objetivos de reciclagem, à responsabilidade do produtor pelos resíduos de embalagens e à proibição da deposição de resíduos orgânicos em aterro na Finlândia a partir de 2016.

Dimensão espacial da análise

Dos dez artigos analisados, seis estudos foram realizados a nível regional (Castrillón et al., 2013, Edjabou et al., 2015, Zorpas et al., 2015, Liikanen, et al., 2016, Mathioudakis et al., 2020 e Zhao et al., 2021) e dois a nível local (Edjabou et al., 2018 e Wavrer, 2018). O estudo sueco (Dahlén e Lagerkvist, 2008) concluiu que, dos vinte métodos internacionais analisados, a maioria foi aplicada a nível regional ou nacional. Sahimaa et al. (2015), desenvolveram uma metodologia

para ser aplicada a nível nacional, além de servir como ponto de partida para outros países europeus. Embora a metodologia testada no estudo de Liikanen et al. (2016), seja de aplicação nacional, foi testada a nível regional.

Tipo de amostragem

Todos os artigos optaram pelo tipo de amostragem aleatória estratificada, no entanto, os estudos da Finlândia e da França (Liikanen et al., 2016 e Wavrer, 2018), embora sigam metodologias que orientem para a amostragem aleatória estratificada, para efeitos dos estudos, as caracterizações foram realizadas sem considerar qualquer tipo de estratificação.

Dahlén & Lagerkvist (2008) concluíram que a estratificação depende muito do objetivo e da necessidade do nível de pormenor dos resultados. No entanto, recomendam a estratificação em subáreas com propriedades semelhantes, a fim de reduzir o primeiro erro da teoria da amostragem associado à variação espacial dos resíduos, e a estratificação sazonal, a fim de reduzir o segundo erro da TAM. Recomenda-se igualmente a divisão dos estratos por origem da produção de resíduos. Os autores observam que a estratificação diminuirá a heterogeneidade das amostras, aumentando assim a qualidade dos dados obtidos, mas há que ter em conta o aumento do custo e do esforço que também aumentará. Em concordância, Sahimaa et al. (2015), afirmam não existe um único método correto para a estratificação, pois dependerá dos objetivos do estudo, no entanto, recomendam que "a área estudada deve ser dividida em estratos não sobrepostos para diminuir a heterogeneidade dos resíduos e possibilitar comparações entre diferentes produtores", e para uma caracterização precisa e fiável, recomendam que a estratificação: (i) deve excluir os resíduos não domésticos da análise (ii) realizar alguma divisão em áreas diferentes, e (iii) realizar campanhas entre duas e quatro estações. Ambos os autores salientam que, caso não seja possível efetuar a estratificação, deve ser registado o máximo de detalhe sobre as condições do estudo para que seja possível a análise dos resultados.

Na Espanha, a estratificação foi realizada entre diferentes zonas: urbanas, semiurbanas e rurais, e nas quatro estações do ano (Castrillón et al., 2013).

Edjabou et al. (2015), recolheram amostras em 10 subáreas, diferenciadas por estrutura residencial (unifamiliares e multifamiliares), de 3 municípios diferentes. Em seguida, Edjabou et al. (2018), analisaram amostras de 101 residências, diferenciando-os pelo seu tamanho (número de moradores por residência), e em três diferentes épocas do ano (outono, verão e inverno) – para garantir a redução do 1º e 2º erros de flutuação de heterogeneidade espacial e temporal (da TAM).

Em Chipre, a análise da composição dos resíduos domésticos considera toda a área urbana principal de um município, exceto a área turística, e em todas as quatro estações do ano, Zorpas et al. (2015), afirmam que "um programa de análise da composição de resíduos eficaz, deve basear-se em amostras de resíduos representativas da área alvo como um todo, ser suficiente para ter em conta as variações da produção de resíduos e, ao mesmo tempo, ser acessível dentro do orçamento do projeto".

Liikanen et al. (2016) explicaram que, devido a restrições de custo e de tempo, as recomendações da metodologia sobre a estratificação e a quantidade da amostra não puderam ser seguidas, mas não interferiram com os principais objetivos do estudo.

A metodologia desenvolvida na Grécia analisou diferentes fluxos dos resíduos domésticos, tais como resíduos residuais, recicláveis (plástico, metais e vidro, principalmente embalagens), reciclável (papel e cartão) e resíduos alimentares, em quatro períodos entre o ano de 2018 e 2019. A primeira campanha foi realizada antes da implementação da recolha seletiva de resíduos alimentares, na qual foi encontrado um total de 47% de resíduos biodegradáveis (desperdício alimentar, resíduos de jardim e podas) do total de resíduos domésticos. Assim, a segunda e terceira campanhas foram realizadas 4 e 7 meses depois, respetivamente, para avaliar o desempenho do novo sistema de recolha seletiva, bem como o efeito nos outros circuitos. A quarta campanha foi alargada a todo o município, mas tal como a primeira campanha, não contemplou a recolha seletiva dos resíduos alimentares, para avaliar o rigor da metodologia e a repetibilidade dos resultados (Mathioudakis et al., 2020).

Zhao et al. (2021), escolhem aleatoriamente os 35 municípios selecionados para análise dos dados e distinguem-nos entre pequenos e grandes municípios da República Checa.

Fatores influenciadores

Os fatores de influência estudados ou recomendados entre os dez artigos analisados, foram analisados como influências temporais apenas a sazonalidade (6 artigos), como influência espaciais a origem dos resíduos (8 artigos), a zona de origem (4 artigos), a tipologia da habitação (unifamiliar ou multifamiliar, 2 artigos), o tamanho da residência (número de moradores na residência, 1 artigo) e influências socioeconómicas (1 artigo), e como influências causadas pela gestão de resíduos os tipos de sistema de recolha (1 artigo) e procedimentos de triagem (1 artigo).

Dahlén & Lagerkvist (2008) e Sahimaa et al. (2015), recomendam analisar a variação sazonal a que pode estar sujeita a produção e composição dos resíduos, bem como a sua variação espacial (ou geográfica), considerando apenas os de origem doméstica. Também é importante dividir em áreas e habitações semelhantes e considerar o mínimo de duas estações por ano (Sahimaa et al., 2015). Caso não seja possível realizar a amostragem em estações diferentes, deve escolher-se a estação mais relevante para o caso específico (Dahlén & Lagerkvist, 2008).

Os resultados dos estudos de Edjabou et al. (2015), mostraram similaridade na composição e taxa de produção de resíduos domésticos entre os três municípios, portanto, os dados podem ser aplicados a outros municípios da área de estudo, que possuem o mesmo sistema de recolha, assim como reduzir a área de amostragem em uma próxima campanha. No entanto, a sua composição diferia significativamente em relação à estrutura residencial (unifamiliares e multifamiliares), revelando-se um parâmetro crítico a ser considerado. Além disso, também foi investigada a influência que a triagem das embalagens contendo alimentos poderia ter nas respetivas categorias: resíduos alimentares, e embalagens de plásticos, papel/cartão, metal e

vidro, bem como na composição total dos resíduos domésticos residuais. Os resultados mostraram que esta separação específica teve pouca influência na categoria dos resíduos alimentares (7%), bem como na composição total dos resíduos domésticos residuais, representando apenas 3%, e que esta separação piorou as condições de higiene, sendo por isso considerada desnecessária. De seguida, Edjabou et al. (2018), investigaram as influências que o tamanho do agregado familiar e as variações sazonais poderiam significar na composição e produção dos resíduos domésticos residuais. Os resultados mostraram que apenas o tamanho dos agregados familiares influenciou significativamente na taxa de produção dos resíduos domésticos residuais, mas não na sua composição. Ao contrário de outros estudos, não se verificou influência da sazonalidade na produção ou composição dos resíduos analisados. Os autores defendem que esta diferença pode estar associada a dois fatores: (1) neste estudo, as amostras foram recolhidas das mesmas habitações; (2) e os dados obtidos foram tratados como composicionais (ver critério padrões estatísticos). Portanto, consideram que "para esta área de estudo, as variações sazonais não contribuem para o erro de flutuação da heterogeneidade periódica" (2º erro da TAM).

Castrillón et al. (2013), constataram variações na composição dos resíduos urbanos indiferenciados de acordo com as zonas e estações do ano, por exemplo, a taxa de resíduos orgânicos na zona rural foi de 47%, enquanto na zona urbana foi de 34,7%, e ainda, nas estações de verão e outono, a quantidade de resíduos têxteis excedeu a de plásticos. O clima apresentou influência no teor de humidade dos resíduos, com níveis elevados nas estações chuvosas e níveis mais baixos nas estações secas.

Zorpas et al. (2015) concluem que a produção de resíduos domésticos residuais na área de estudo é influenciada pela "economia e impacto social" e que a maioria dos resíduos poderia ter sido separado na fonte. O desperdício alimentar representou 20% e, destes, cerca de 5% são alimentos evitáveis, que poderiam ser reaproveitados noutra receita. A subcategoria ou categoria secundária designada como "pedras, solo e detritos" chamou a atenção por representar 3,5% do total dos resíduos analisados. A composição dos resíduos também variou consoante as quatro estações do ano, o que os autores acreditam estar relacionado com os hábitos locais.

Liikanen et al. (2016) observam que nem todas as orientações da metodologia aplicada puderam ser seguidas, devido a restrições de tempo e custo do estudo.

A caracterização realizada no estudo de Wavrer (2018), ocorreu uma única vez para fins de aplicação da teoria da amostragem na MODECOM - como o cálculo do erro fundamental da amostragem (EFA), para cada categoria do catálogo de triagem - e, portanto, desconsiderou as variações geográficas ou sazonais dos resíduos analisados.

Mathioudakis et al. (2020), consideram os diferentes sistemas de recolha (indiferenciada e seletiva) e as variações sazonais. A variação sazonal não apresentou alterações significativas, correspondendo ao fato da área de estudo não ser turística, pelo que consideram que a composição dos resíduos foi influenciada apenas pelos padrões de consumo dos cidadãos. A taxa de separação na origem atingiu 38% na segunda campanha e 44% na terceira campanha, com taxas de impurezas muito baixas (inferiores a 1%). A quarta campanha, que abrangeu o

município inteiro (com amostras de 1 semana na estação do inverno) atingiu uma taxa de reciclagem de 79%, embora superiores aos dados nacionais oficiais, a repetibilidade dos resultados do estudo foi satisfatória.

No estudo da República Checa, não foram encontradas diferenças muito significativas na composição dos resíduos domésticos em relação ao tamanho da população (pequenos e grandes municípios). O potencial para melhorar a reciclagem era elevado, com um total de 65,7% de resíduos recicláveis depositados em contentores de resíduos domésticos indiferenciado. Os fatores socioeconómicos e técnicos foram apontados como os principais fatores de influência para a baixa taxa de reciclagem. E, por mais que o tamanho da população não tenha apresentado influência na composição dos resíduos analisados, os autores mencionam que ainda assim "parece ser uma das características relacionadas aos resíduos que podem influenciar a estrutura dos resíduos domésticos residuais, juntamente com o tamanho da cidade, atividades económicas, estilo de vida e localização geográfica" (Zhao et al., 2021).

Nível de amostragem

Dahlén & Lagerkvist (2008) e Sahimaa et al. (2015), recomendam o nível da amostragem por veículo de recolha, mas contendo amostras de resíduos por estrato. No entanto, para estudos específicos, Dahlén & Lagerkvist (2008), recomendam a amostragem a nível habitacional. De acordo com Sahimaa et al. (2015), a amostragem a partir de camiões de recolha de rotas normais, transportam resíduos ainda mais heterogéneos, referindo que "estratificar a área e recolher os resíduos separadamente de cada estrato permite conectar as características dos estratos aos dados de composição e excluir da análise outros resíduos que não sejam domésticos", para além de contribuir para a contaminação e variação do teor de humidade dos resíduos devido à sua compactação.

Quatro estudos analisam amostras recolhidas ao nível da habitação (Edjabou et al., 2015, Zorpas et al., 2015, Edjabou et al., 2018 e Zhao et al., 2021). Dois estudos analisam amostras recolhidas de contentores na via pública (Edjabou et al., 2015 e Mathioudakis et al., 2020). Outros três artigos analisam amostras constituídas pelo conteúdo do veículo de recolha de rotas normais (Castrillón et al., 2013, Liikanen, et al., 2016 e Wavrer, 2018).

No estudo de Edjabou et al. (2015), a recolha das amostras realizadas em áreas unifamiliares, foram através de contentores individuais e em áreas multifamiliares através de contentores coletivos. Em seguida, Edjabou et al. (2018), analisam amostras recolhidas apenas de contentores individuais. Em ambos os estudos, as recolhas foram realizadas em rotas comuns, para evitar alterações no comportamento das pessoas quando se desfazem dos resíduos domésticos, e em veículos não compactadores, para evitar o estresse mecânico e a mistura dos resíduos, que dificulta o processo de triagem e a contaminação cruzada dos mesmos.

Liikanen et al. (2016) analisaram amostras através dos veículos de recolha de dois municípios, sendo o local de caracterização, num deles, o centro municipal de gestão de resíduos e, no outro, um centro de incineração de resíduos.

No artigo da Grécia, também houve a preocupação de que a recolha de amostras diretamente nas habitações pudesse alterar os hábitos de consumo dos residentes e que a recolha de amostras pelos veículos de recolha impossibilitasse a identificação das diferentes origens de resíduos. Portanto, decidiu-se recolher as amostras dos resíduos domésticos em contentores na via pública. Para o efeito, foram escolhidos 5 pontos para as três primeiras campanhas, realizadas numa freguesia, e 8 pontos para a última campanha, abrangendo todo o município. Em cada ponto de recolha existia contentores indiferenciados e seletivos, os resíduos foram transferidos para *big-bags*, e transportados para o local da triagem (Mathioudakis et al., 2020).

Unidade de amostragem

Na ausência de uma recomendação bem definida e com base nas experiências dos métodos revisados, Dahlén & Lagerkvist (2008), concluem que um mínimo de 500 kg (5 subamostras de 100 kg), para um único estrato, resulta em dados razoáveis. Sahimaa et al. (2015), recomendam que cada amostra seja constituída por resíduos domésticos de 100 a 200 residências. A recolha deve ser feita por estrato, e de cada estrato devem ser formadas 6 subamostras de 100 kg, isto é, 600 kg para cada estrato, referem ser uma quantidade "fácil de manusear e mover por uma pessoa, pois cabe em um contentor com rodas de 660 l amplamente utilizado".

Liikanen et al. (2016), analisam amostras de 100 kg para o testar a metodologia finlandesa.

Edjabou et al. (2015), também contempla a recolha dos resíduos domésticos de 100 a 200 residências em cada uma das 10 subáreas, conforme recomendado pelo método Nordtest (1995). Em cada subárea, o volume de resíduos domésticos recolhidos foi de acordo com a disponibilidade dos contentores, em residências unifamiliares, contentores individuais entre 60 e 360 l, e em residências multifamiliares, contentores coletivos entre 400 e 1000 l. Na área de estudo de Edjabou et al. (2018), o volume dos contentores individuais foram entre 180 e 360 l - com fechamento adequado para proteger os resíduos das intempéries, evitando qualquer alteração física durante o armazenamento.

Castrillón et al. (2013), constituíram amostras de 250 a 300 kg, de um total de 1 tonelada de resíduos indiferenciados de cada camião de recolha.

No estudo de Chipre, mencionam que a recolha dos resíduos domésticos foi realizada porta a porta através de sacos plásticos, porém não especificam o volume (Zorpa.s et al., 2015).

Na Grécia, a unidade de amostragem correspondeu ao volume disponível em cada contentor selecionado para o estudo, que foram esvaziados um dia antes do primeiro dia de cada campanha e depois recolhidos 7 dias consecutivos (Mathioudakis et al., 2020).

O objetivo do estudo de caso realizado por Wavrer (2018), foi perceber se a unidade de amostra orientada pela MODECOM (de 500 kg de uma carga mínima de 2 toneladas) era suficientemente representativa. O erro fundamental da amostragem foi calculado para cada categoria, constatando-se que para a categoria vidro (> 100mm), a unidade de amostra não apresentou

boa exatidão. No entanto, o autor ressalta que, no desenvolvimento da MODECOM, a determinação da unidade de amostragem teve em conta o tempo de triagem, o custo associado e o rigor das categorias de materiais recicláveis. Zhao et al. (2021), orientaram-se pela MODECOM, e, portanto, a escolha da unidade amostral foi de 500 kg para cada município.

Quantidade de amostras

Dahlén & Lagerkvist (2008), alegam que a fórmula utilizada pelos métodos Nordtest (1995), ASTM (2003) e CE (2004), para determinar a quantidade de amostras, é questionável e de valor limitado na prática. Segundo os autores, o método sueco RVF (2005) afirma que essa fórmula "se baseia numa mistura de teoria, estudos empíricos e suposições", e que, embora o método ASTM (2003) recomende essa fórmula, adverte que "uma declaração de exatidão e parcialidade não pode ser feita para este método de ensaio neste momento". Assim, os autores recomendam uma quantidade mínima de 10 amostras por campanha de caracterização, se a unidade amostral for igual ou superior a 100 kg, assumindo resultados mais próximos da realidade com a quantidade de 5 amostras por estrato, e afirmam ainda que "a única maneira de reduzir o Erro Fundamental de Amostragem (EFA) é aumentando o tamanho da amostra". Todavia, Sahimaa et al. (2015) afirmam que, "seis amostras de cada estrato é o mínimo para garantir níveis satisfatórios de precisão dos resultados".

Tal como o critério anterior, a quantidades de amostra dos restantes estudos variam consideravelmente.

Edjabou et al. (2015), recolheram um total de 1 442 amostras, totalizando 17 toneladas de resíduos domésticos recolhidos, 11 toneladas provenientes das áreas unifamiliares e 6 toneladas das áreas multifamiliares. Em seguida, Edjabou et al. (2018), recolheram um total de 303 amostras, em 3 estações diferentes, totalizando 3 toneladas de resíduos domésticos recolhidos nas mesmas 101 habitações.

Durante o estudo realizado nas Astúrias, em Espanha, foram caracterizadas 48 amostras (Castrillón et al., 2013).

No estudo realizado no Chipre, é referido que foram recolhidas amostras diariamente, entre 80 e 100 sacos de plástico de resíduos domésticos residuais, num total de 8 semanas. Embora não mencionem se as semanas de recolhas contemplaram fins de semana, e considerando um total de 56 dias, a quantidade de amostras recolhidas seria entre 4.480 e 5.600 amostras (Zorpas et al., 2015).

Liikanen et al. (2016) analisam 8 amostras num pequeno município e 22 amostras num município maior (apesar da metodologia finlandesa recomendar 35 amostras para atingir-se o nível de precisão nos resultados).

O estudo de caso da França foi realizado em uma única amostra, uma vez que ia ao encontro do objetivo do artigo – aplicar a TAM na MODECOM (Wavrer, 2018).

Na Grécia, os resíduos domésticos recolhidos entre a primeira campanha resultaram em 585 kg, na segunda 874 kg e na terceira 960 kg, totalizando um peso de 2.419 kg recolhidos em 5 pontos de uma única freguesia. Na quarta campanha, que abrangeu todo o município, foram recolhidos 2.168 kg em 8 pontos (Mathioudakis et al., 2020).

Zhao et al. (2021) analisam as caracterizações realizadas em 35 municípios diferentes, considerando que os dados de mais de 30 municípios são suficientes para obter uma visão geral da composição dos resíduos domésticos residuais na República Checa.

Duração da campanha do estudo

Dahlén & Lagerkvist (2008) e Sahimaa et al. (2015), recomendam que: (1) as amostras de resíduos contemplem uma semana inteira, considerando os dias do fim de semana que têm produções diferentes dos dias úteis; (2) as amostras sejam caracterizadas no mesmo dia da sua recolha, ou no máximo no dia seguinte, para evitar alterações físico-químicas dos resíduos, conforme referido pelos primeiros autores, reduz os enviesamentos associados ao 7º erro da TAM.

No estudo Edjabou et al. (2015), as amostras foram recolhidas durante a primavera de 2013, com a duração de 3 meses, e com a seguinte frequência de recolha: em áreas unifamiliares recolhas quinzenais e em áreas multifamiliares recolhas semanais. Neste estudo, as variações sazonais não foram consideradas. Portanto, Edjabou et al. (2018), realizaram um estudo em 3 campanhas, com a duração de uma semana inteira, em 3 estações: verão, outono e inverno (realizada no ano de 2011 a 2012). Ao final, os autores concluem que “um conjunto de dados de composição de resíduos representativo de todo o ano pode ser obtido a partir de amostras de resíduos de pelo menos uma semana inteira de um grupo representativo de residências cobrindo as diferentes condições socioeconômicas e geográficas da área”. Deve ser comentado que num estudo paralelo, os autores Edjabou et al. (2015c) encontraram diferenças na produção dos resíduos produzidos em dias de semana para dias de fim de semana. Quanto ao prazo para a triagem das amostras, foi considerado em ambos os estudos, o máximo de 1 semana após a recolha das amostras.

Neste sentido, Mathioudakis et al. (2020), realizaram 4 campanhas com duração de 1 semana completa cada. Em setembro de 2018, e nos meses de junho, setembro e dezembro de 2019. As amostras foram caracterizadas no mesmo dia da sua recolha.

Em Chipre, cada campanha de caracterização teve a duração de 2 semanas, realizada uma vez em cada estação entre os anos de 2012 e 2013 (Zorpas et al., 2015).

Castrillón et al. (2013), não especificam a duração de cada campanha, apenas que coincidiram com as estações do ano. Liikanen et al. (2016), dizem que o estudo foi realizado no final do inverno de 2015. Zhao et al. (2021), referem apenas que as análises dos dados ocorreram ao longo de 4 anos. E, Wavrer (2018), não comenta sobre a duração do estudo.

Preparação da amostra

Dahlén & Lagerkvist (2008), citam os erros da teoria da amostragem que tendem a ocorrer nesta etapa, tais como: (i) o 4º erro da TAM, que se refere à heterogeneidade da amostra inicial e à irregularidade de distribuição das diferentes dimensões e densidade dos resíduos, podendo ser minimizado, por exemplo, com a mistura da amostra antes de qualquer divisão; (ii) o 5º erro da TAM, que está associado à redução da amostra, os autores mencionam que "a delimitação da amostra está correta se todas as partículas, que têm o centro de massa dentro do volume de amostra definido, forem incluídas na amostra". Neste sentido, recomendam minimizar a superfície de corte através de pilhas planas e alongadas, com cortes nos dois planos paralelos e; (iii) o 6º erro da TAM, que se refere à extração da amostra e está associado ao centro de gravidade das partículas, podendo haver muita perda de alguns resíduos da amostra, como os finos. A Figura 22 representa a forma correta e incorreta de delimitar e extrair as amostras:

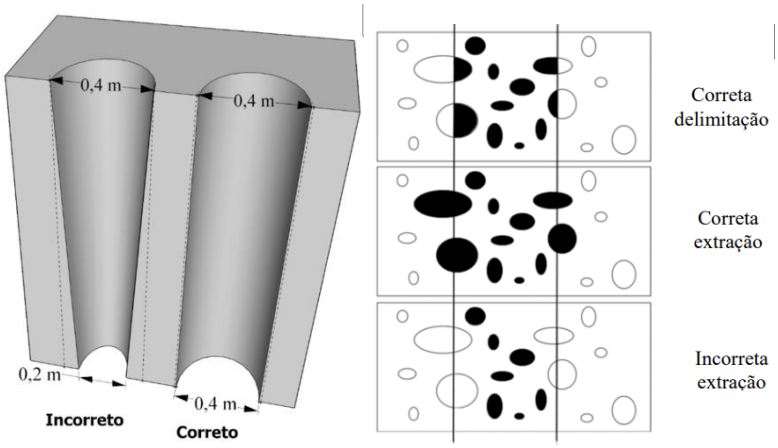


Figura 22: Esquema da delimitação correta e incorreta da amostra (Fonte: Cestonaro, 2018).

Com base em estudos finlandeses de composição de resíduos domésticos, e de forma a considerar o peso significativo dos resíduos volumosos nos resultados, Sahimaa et al. (2015), recomendam que após a deposição do conteúdo da carga de um camião no local da caracterização, deve-se: (1) espalhar a pilha de resíduos numa forma plana e alongada; (2) separar todos os resíduos volumosos desta pilha (3) misturar novamente e garantir que esteja numa forma plana e alongada; (4) retirar de seções aletórias uma subamostra de 100 kg para ser triada. Os autores propõem uma equação para que uma proporção do peso dos volumosos possa ser incorporada no peso das categorias correspondentes ao material dos resíduos volumosos. Segundo eles, "a proporção calculada dos volumosos foi determinada multiplicando cada item volumoso por x, que é:

$x = s/\,(p - b)$ em que,

(s) é a massa da subamostra

(p) é a massa da pilha de amostra antes de separar os resíduos volumosos

(b) é a massa total de todos os resíduos volumosos separados da pilha de amostra

O peso do objeto volumoso multiplicado por x corresponde à situação em que o material de cada objeto volumoso está distribuído uniformemente na pilha de amostras". Liikanen et al., (2016) realizam o mesmo procedimento para preparação da amostra, que por sua vez é o recomendado na metodologia finlandesa para resíduos urbanos indiferenciados. Nesta metodologia, desenvolvida pelos autores Toivonen & Sahimaa, em 2014, também referem que o coeficiente x "é usado para calcular o tamanho de uma fração de resíduos numa amostra selecionada manualmente, se essa fração estivesse distribuída uniformemente na pilha de amostras". E, exemplificam com uma panela de 4 kg retirada de uma pilha de amostra de 2.200 kg, sendo que 200 kg correspondem aos resíduos volumosos, desta forma:

$$x = 100/(2.200 - 200)$$

$$x = 0{,}05$$

$$x * 4\,kg = 0{,}2\,kg$$

Em seguida, 0,2 kg é adicionado à categoria "outros metais" como uma proporção da panela, como "se o seu material tivesse sido distribuído uniformemente por toda a pilha de amostra".

Castrillón et al. (2013), utilizam o método de cone e quarteio para a redução da amostra, em uma área coberta. Em seguida, a unidade amostral foi disposta em uma mesa para separação e pesagem por categoria.

Wavrer (2018), formou uma amostra a partir 10 porções aleatórias de aproximadamente 50 kg, retiradas de um montante de resíduos domésticos depositados em uma estação de tratamento biológico, atingindo uma unidade amostral de 512 kg. Em seguida, toda unidade amostral passou pelo processo de secagem, a 70 ºC durante 5 dias, resultando num peso de amostra seca de 287 kg, após o qual foram retirados todos os resíduos "heteróclito" – considerados aqueles como "fragmento único que contribui significativamente à heterogeneidade por massa, volume ou natureza excepcional" – e posteriormente triados. A amostra seca passou então para um peso de 234 kg. Por fim, o procedimento de quarteio foi realizado e ¼ da amostra foi triada, com o peso de 58,5 kg. A triagem considerou as frações de tamanho grossas (>100mm) e médio (20-100mm), e as frações inferiores a 20 mm foram consideradas a fração "fina".

Três estudos realizaram a caracterização das amostras em toda a quantidade recolhida. Edjabou et al. (2015), relatam que não reduziram as amostras para evitar os erros 4º e 5º da TAM. Da mesma forma, Edjabou et al. (2018), caracterizam a totalidade da amostra recolhida (1 tonelada por campanha). Embora a metodologia proposta por Mathioudakis et al. (2020), não cite a teoria da amostragem, todos os resíduos foram recolhidos e triados no mesmo dia e na sua totalidade. Os resíduos foram recolhidos 7 dias consecutivos todas as manhãs, no dia anterior à primeira recolha, os contentores nos pontos escolhidos para o estudo foram esvaziados também de manhã (Mathioudakis et al., 2020).

O estudo de Zorpas et al. (2015) e Zhao et al. (2021), não referem a preparação das amostras.

Contaminação e teor de humidade

Dahlén & Lagerkvist (2008), recomendam que a recolha das amostras seja realizada sem o mecanismo de compactação, para evitar alterações físicas e químicas (7º erro da TAM) e que sejam feitas correções, ou pelo menos comentários, sobre a humidade e contaminação de restos de comida noutros resíduos.

Sahimaa et al. (2015), recomendam igualmente que se evite ao máximo a contaminação e a transferência de humidade durante a amostragem, desde o processo de transporte (sem compactação) até ao processo de triagem. Os autores referem fatores de correção para diferentes tipos de resíduos, quando comparados a materiais secos e limpos, determinados pela metodologia sueca RVF (2005):

- Papel 0,66
- Embalagem de filme plástico 0,58
- Embalagem plástica densa 0,56
- Embalagem de cartão 0,55
- Embalagem de vidro 0,95
- Embalagem metálica 0,65

Castrillón et al. (2013), determinaram o teor de humidade das amostras com a sua secagem, guiada pela Norma UNE-EN 12880:2001, seca a 105º C durante 24 horas. Para efeitos do trabalho, a partir da amostra seca determinaram o teor de cinzas e hidrogénio. O teor de humidade variou consideravelmente ao longo das estações, com o valor mais alto na primavera a atingir 32% e o valor mais baixo no verão a reduzir-se para 25%. A zona com o teor de humidade mais baixo foi a zona urbana, com 26% - as amostras foram recolhidas por camiões compactadores.

Edjabou et al. (2015), evitaram a contaminação das amostras utilizando veículos de recolha sem o mecanismo de compactação (reduzindo o 7º erro da TAM), e uma vez que depositadas no local da triagem, foram dispostas em saco de papel com código de identificação, pesadas e armazenadas temporariamente. Em cada procedimento os sacos foram pesados antes e depois para posterior cálculo da perda de massa. O valor obtido foi de 1,7% (inferior a 3%), pressupondo que não eram necessários ajustamentos nos pesos dos resíduos. No estudo de Edjabou et al. (2018), é descrita a utilização da massa húmida dos resíduos, no entanto, tentam evitar alterações físicas e químicas das amostras, com contentores de tampa retrátil para proteger os resíduos das intempéries, bem como recolhidas antes de qualquer compactação.

Liikanen et al. (2016), apenas mencionam que, devido aos biorresíduos, as amostras estavam húmidas e os resíduos, por exemplo de papel/cartão e plásticos, estavam contaminados com os restos de comida, tornando o processo de triagem ainda mais lento.

O estudo de caso de Wavrer (2018), utilizou o método de classificação a seco (de acordo com a norma francesa AFNOR NF X30-466 de 2013). O autor comenta que a MODECOM considerada os seguintes parâmetros laboratoriais: teor de humidade; perda por ignição; teor de metais pesados; baixo poder calorífico e teor de matéria orgânica. No entanto, não comenta sobre a compactação dos resíduos – aparentemente, tal como ilustrado no artigo científico, são compactados.

Mathioudakis et al. (2020) referem que a quarta campanha do estudo decorreu no inverno, em tempo chuvoso, e para eliminar enviesamentos no resultado (principalmente devido ao peso do papel e cartão), a quantidade de humidade acrescida nos resíduos foi calculada "com base na capacidade de saturação de humidade do material", e subtraído à quantidade total das respetivas categorias. Para além disso, para evitar a contaminação dos resíduos, referem que as amostras foram recolhidas sem serem compactadas e, como já referido, foram depositadas em *big-bags* para serem transportadas para uma instalação com um ambiente devidamente limpo para o local de triagem.

Zorpas et al. (2015) e Zhao et al. (2021), não comentaram sobre este critério.

Triagem da amostra

Todas as triagens entre os artigos analisados, foram recomendadas ou realizadas no contexto manual.

Dahlén & Lagerkvist (2008), questionam os métodos que realizam a peneiração dos resíduos, pois geralmente, para facilitar a triagem das frações < 10mm, as metodologias atribuem o seu peso a uma categoria de resíduos "finos". No entanto, esses finos podem ser uma parcela significativa de outras categorias de resíduos orgânicos e inorgânicos, tornando o peneiramento "uma fonte de erro nos dados para essas categorias", e demandando mais tempo na etapa de triagem e materiais específicos. Diante disso, recomendam a caracterização cuidadosa dos finos, que tendem a ser resíduos ensacados (conforme experiência do método sueco RVF, 2005) nas categorias correspondentes ao seu material, e que a caracterização seja realizada por uma equipa bem treinada que entenda os procedimentos e o significado do trabalho (para evitar o 7º erro da TAM). Referem ainda que quanto maior for a unidade de amostra e o número de categorias a classificar, maior deverá ser o número de trabalhadores na equipa de caracterização. Sahimaa, et al. (2015), também recomendam a separação da fração fina em diferentes categorias, com base na observação visual, sendo a utilização da peneira opcional.

No estudo realizado por Edjabou et al. (2015), os resíduos de embalagens contendo alimentos foram colocados separadamente, para posteriormente ser realizada a sua separação específica, e verificação da influência causada por estes resíduos na composição total e em cada categoria correspondente com os diferentes materiais - revelando não haver grande influência. A triagem foi realizada por uma equipa de profissionais, e os resíduos antes da triagem foram peneirados, como forma de reduzir o erro 6º e 7º da TAM. No entanto, os finos foram separados em diferentes

categorias. Edjabou et al. (2018), também realizaram a separação dos resíduos finos em diferentes categorias, mas não utiliza o método de peneiramento dos resíduos.

O principal objetivo do estudo de Liikanen et al. (2016), foi investigar na prática, o sistema de classificação de categorias da metodologia nacional finlandesa (2014). Devido à quantidade de categorias, a equipa de caracterização foi treinamento previamente e, no primeiro estudo, a triagem foi realizada em duas fases, primeiro de acordo com o nível I e depois até o nível III, revelando-se muito demorada e complicada, pelo que o segundo estudo triou diretamente do nível I ao nível III. O segundo estudo demorou menos tempo do que o primeiro, no entanto, ambos demoraram mais tempo do que o estimado pela metodologia. Um dos fatores que dificultou esta etapa foram os resíduos que contêm vários tipos de materiais, cuja recomendação é separá-los uns dos outros e, se tal não for possível "os resíduos devem ser separados de acordo com seu material principal, de modo a que a participação dos outros materiais seja, no máximo, 5% da massa total dos resíduos". Os autores mencionam que a separação exata de algumas categorias deve ser mais bem avaliada, pois alguns estudos como os da Áustria e Dinamarca (Lebersorger & Schneider, 2011b e Edjabou et al., 2015), concluíram que a separação minuciosa dos resíduos alimentares das embalagens não representou mudanças significativas nos resultados e pode ser desconsiderada.

Castrillón et al. (2013), Zorpas et al. (2015) e Zhao et al. (2021), também não atribuem uma categoria própria para os finos nem comentam sobre o procedimento de peneiração. Uma das categorias atribuída aos finos no estudo de Zorpas et al. (2015), "pedras, solo e detritos", representou 3,5% do total dos resíduos domésticos residuais.

Wavrer (2018) e Mathioudakis et al. (2020), foram os únicos artigos a separar os finos em uma categoria própria. Wavrer (2018) seguiu os métodos estabelecidos pela MODECOM, e, portanto, após o quarteamento as amostras foram peneiradas, com aberturas de 100 mm, 20 mm e 8 mm. Os resíduos considerados "heteróclitos" e a fração grosseira (> 100mm) foram triados completamente, enquanto a fração média (20-10 mm) foi parcialmente triada, e a fração fina (< 20mm) apenas peneirada. No estudo de Mathioudakis et al. (2020), e conforme catálogo de triagem, os finos são a fração peneirada com abertura de < 10mm. Relatam que a triagem foi realizada por uma equipa altamente treinada e acompanhada pela equipa da investigação do estudo, em local devidamente limpo, evitando assim a contaminação da amostra devido a triagem incorreta ou a mistura de outros resíduos com a amostra analisada.

Catálogo de triagem

Os catálogos de triagem sugeridos e/ou aplicados pelos artigos foram apresentados no Anexo VIII. A quantidade média de categorias primárias utilizadas, entre os dez artigos científicos, é de aproximadamente 10 categorias, variando de 7 a 13.

Os biorresíduos foram categorizados na categoria primária de diferentes formas e com diferentes nomenclaturas, tais como fração orgânica, biorresíduos, resíduos putrescíveis e resíduos biodegradáveis, geralmente dividido em "resíduos alimentares" e os "resíduos de jardim" nas

categorias secundárias. Três artigos definiram duas categorias primárias para cada uma delas, ou seja, uma centrada no desperdício alimentar (evitável e não evitável) e a outra para nos resíduos de jardim (Edjabou et al., 2015; Zorpas et al., 2015 e Edjabou et al., 2018). As categorias previstas para o desperdício alimentar (evitável e não evitável) foram também definidas por três outros artigos científicos (Liikanen, et al., 2016, Wavrer, 2018 e Mathioudakis et al., 2020).

Na maioria dos artigos, os resíduos de papel e de cartão foram separados em categorias primárias diferentes. Em três estudos, foram analisados na mesma categoria "papel/cartão" (Castrillón et al., 2013; Mathioudakis et al., 2020 e Zhao et al., 2021).

Em relação aos resíduos "plásticos", apenas os estudos de Edjabou et al. (2015 e 2018) consideram a divisão das embalagens plásticas de acordo com o tipo de plástico (1 a 7, inclusive o PVC), consideram também uma categoria para "plástico compósito + revestimento metálico". Edjabou et al. (2015) citam dois fatores importantes para o esforço de separação do plástico, por tipo de resina: (1) para estimar o potencial de reciclagem de plásticos pós consumo, bem como a gestão do plástico não reciclagem; (2) para avaliação detalhada do ciclo de vida e análises da gestão deste fluxo de plásticos. E, o estudo de Mathioudakis et al. (2020), incluiu os "sacos plásticos de recolha de resíduos" junto a categoria do "plástico filme não embalagem".

Edjabou et al. (2015) e Wavrer (2018) separam as embalagens de vidro pela sua cor, em geral, o material foi separado como embalagem ou não embalagem.

A categoria primária "compósitos", foi encontrada apenas em dois estudos, o de Wavrer (2018) e Mathioudakis et al. (2020), neste último com a nomenclatura de "embalagens complexas". As ECAL, são classificadas por Sahimaa, et al. (2015) e Edjabou et al. (2015), em uma categoria terciária associada à categoria primária do "cartão", designadas como "embalagem de papel cartão revestido de alumínio" e "embalagem cartonadas para bebidas", respetivamente. A nomenclatura para este tipo de embalagem, também pode ser encontrada como "tetra pack" e "embalagem de compósitos de cartão". Os REEE como "pequenos eletrodomésticos" estiveram ligados à categoria dos "compósitos" no artigo de Wavrer (2018), ocupando uma categoria primária em três estudos (Sahimaa, et al., 2015, Mathioudakis et al., 2020 e Zhao et al., 2021), no artigo de Edjabou et al. (2015), associados à categoria primária "resíduos especiais", e no artigo de Edjabou et al. (2018) aos "inertes". Os demais estudos não foi comentaram sobre os REEEs.

Os resíduos "têxteis" encontram-se maioritariamente em categorias primárias, com exceção de três estudos que os associaram a outras categorias primárias: Edjabou et al. (2015 e 2018) a "diversos combustíveis", Zorpas et al. (2015) a "outros" e Mathioudakis et al. (2020) a "diversos". Em relação aos têxteis sanitários, são tratados de diferentes maneiras, o artigo de Wavrer (2018) classifica como "têxteis para o cuidado de saúde" na categoria primária, e na categoria secundária divide entre a fração higiênica e de papéis sujos, enquanto o artigo de Mathioudakis et al. (2020), especifica com "têxteis sanitários" na categoria secundária, junto com as "fraldas", que também foram classificadas nos estudos de Edjabou et al. (2015), Sahimaa et al. (2015), Liikanen et al. (2016) e Mathioudakis et al. (2020).

Os “metais” foram tratados de forma semelhante em todos os artigos, isto é, como metais ferrosos e não ferrosos, e separados por embalagem e não embalagem.

A categoria “madeira” esteve presente em sete dos dez estudos, no estudo de Edjabou et al. (2015) como “madeira não tratada” na categoria secundária, e nos estudos de Sahimaa, et al. (2015), Liikanen et al. (2016), Wavrer, (2018) Mathioudakis et al. (2020) distinguem o material como embalagem e não embalagem. No catálogo desenvolvido na Finlândia, existem ainda categorias específicas para a “madeira tratada” – identificada como resíduo perigoso – e para “madeira de construção e demolição” (Sahimaa, et al., 2015 e Liikanen et al., 2016).

“Resíduos perigosos” esteve presente em categorias primárias em quatro artigos (Dahlén & Lagerkvist, 2008, Wavrer, 2018, Mathioudakis et al., 2020 e Zhao et al., 2021), e em categorias secundárias em três artigos (Edjabou et al., 2015, Zorpas et al., 2015 e Edjabou et al., 2018). O artigo de Castrillón et al. (2013) apresenta apenas as categorias primárias e não se encontra presente. A metodologia finlandesa, em vez de criar uma categoria própria para “resíduos perigosos”, preferiu identificar todos os diferentes tipos de materiais que contêm substâncias perigosas, embora exista uma categoria primária para os “produtos químicos perigosos” que corresponde a “medicamentos” e “outros produtos químicos perigosos” (Sahimaa, et al., 2015 e Liikanen et al., 2016).

A categoria “outros” foi abordada de diferentes formas, tendo Dahlén & Lagerkvist (2008) identificado “outros orgânicos” e “outros inorgânicos” como as utilizações mais comuns. Castrillón et al. (2013) atribuíram uma das suas categorias primárias a “outros”, tal como Zorpas et al. (2015), que ainda realizou a subdivisão em 14 categorias secundárias correspondentes a diferentes tipos de materiais. Sahimaa, et al. (2015), Liikanen et al. (2016) e Wavrer (2018), atribuem uma categoria para “outros resíduos combustíveis” e “outros resíduos não combustíveis, com algumas diferenças de nomenclatura. Edjabou et al. (2015 e 2018), atribuem apenas uma categoria para “outros resíduos combustíveis”. Mathioudakis et al. (2020), optam por uma única categoria para os “outros não considerados em outras categorias”. No estudo de Zhao et al. (2021), não definiram uma categoria para “outros”.

Os resíduos “finos” foram peneirados e classificados em uma única categoria apenas em dois artigos, no de Wavrer (2018), considerados resíduos com tamanhos < 20 mm, e no artigo de Mathioudakis et al. (2020), considerados aqueles < 10 mm. Dahlén & Lagerkvist (2008), identificaram os “finos” como uma das categorias primárias mais utilizadas entre 20 metodologias analisadas. Edjabou et al. (2015 e 2018), Sahimaa, et al. (2015) e Liikanen et al. (2016), separaram os resíduos finos em diferentes categorias, como: solo húmido; outros biorresíduos; cinzas domésticas; areia para gatos; pedras e areia; outros resíduos de jardim e etc. Zorpas et al. (2015), classificam os finos em “outros: pedras, solos e detritos”. E, os artigos de Castrillón et al. (2013) e Zhao et al. (2021), não os mencionam.

Nos dez catálogos de triagem analisados, os “resíduos volumosos” aparecem apenas no estudo de Mathioudakis et al. (2020), contudo são considerados em diferentes categorias nos artigos da Finlândia (Sahimaa, et al., 2015 e Liikanen et al., 2016). E, os “inertes” são classificados nos estudos de Edjabou et al. (2015 e 2018) e Mathioudakis et al. (2020).

Após a análise de vinte métodos internacionais, Dahlén & Lagerkvist (2008) identificaram uma variação entre 2 e 47 quantidades de categorias primárias, sendo as 11 mais comuns apresentadas no Anexo VIII. Partindo do método sueco RVF (2005), os autores referem que "em geral, a significância estatística diminuirá quando o número de componentes aumentar", os autores recomendam a escolha de um máximo de 10 categorias primárias com base no tipo de material, e que as outras categorias (p.ex. secundária, terciária) estejam evidentemente ligadas às primárias. Recomenda-se também a escolha de uma categoria "diversos" para todos os resíduos que não se enquadram em nenhuma outra categoria. A utilização da nomenclatura "orgânicos" é questionada pelos autores, dado que outros resíduos orgânicos estão classificados noutras categorias (por exemplo, papel, madeira e têxteis).

Na Dinamarca, Edjabou et al. (2015), desenvolveram e aplicaram uma metodologia de classificação em três níveis, denominada "abordagem hierárquica de frações de resíduos", para permitir a comparação entre estudos com diferentes necessidades de informações, bem como o conhecimento detalhado das frações dos resíduos domésticos residuais. O nível I é composto por 10 categorias, o nível II por 37 categorias e o nível III 53 categorias, tendo em conta as diretivas da legislação europeia e a utilização de uma nomenclatura transparente. Nesse estudo em particular, compararam os dados do nível I entre três municípios, sendo que em um deles foi realizado a caracterização até ao nível III, permitindo uma análise sobre o desperdício alimentar (evitável e inevitável). Concluem que uma abordagem hierárquica facilita a comparação entre diferentes áreas e níveis de complexidade, podendo "aumentar a aplicabilidade dos dados de composição de resíduos obtidos". No estudo de Edjabou et al. (2018), embora a caracterização das amostras tenha ocorrido anos antes, os resultados foram separados em 9 categorias primária com base no catálogo proposto por Edjabou et al. (2015) - o objetivo deste estudo foi abordar os dados obtidos como dados composicionais para análise estatística, como se verá no critério seguinte.

Para determinar a classificação das categorias para um método padronizado na Finlândia, Sahimaa, et al. (2015), realizaram uma votação sobre a importância de 62 categorias através de entrevistas com diferentes autoridades do setor da gestão dos resíduos urbanos. A classificação foi efetuada de acordo com as diferentes necessidades de informação e também seguiu a abordagem de classificação hierárquica em três níveis. No nível I tem 11 categorias baseadas no tipo de material dos resíduos, o nível II tem 27 categorias determinadas de acordo com a origem e a finalidade dos resíduos (por exemplo, resíduos de cozinha e resíduos de embalagens) e o nível III com 38 categorias corresponde às informações recolhida na pesquisa com as autoridades do setor. Os autores demonstram como obter diferentes informações através da soma do peso de diferentes categorias, tais como:

- Resíduos biodegradáveis
- Resíduos combustíveis
- Resíduos perigosos
- Resíduos de embalagem
- Resíduos de responsabilidade do produtor

Nota-se algumas diferenças em relação à classificação escolhida por Edjabou et al. (2015), como por exemplo, as baterias e os REEE foram classificados no nível I (devido à elevada pontuação na entrevista realizada), as embalagens de plástico não foram classificadas conforme o tipo de resina do plástico (1-7), os resíduos de RCD não têm uma categoria própria, mas sim uma para "entulho" e outra para "madeira de construção e demolição" (referem que devido às metas da diretiva europeia para os RCD, diferenciaram da categoria "madeiras"), e os resíduos alimentares não foram separados como evitáveis e inevitáveis (devido ao aumento significativo do trabalho na etapa da triagem). Relativamente aos resíduos com materiais diferentes, os autores recomendam que devem ser separados tanto quanto possível e, se a separação não for possível, os resíduos devem ser classificados com base em seu componente principal, e ainda, tal como recomendado por Dahlén & Lagerkvist (2008), deve existir uma categoria "diversos" para os resíduos que não se enquadram em nenhuma outra categoria.

Liikanen et al. (2016) desenvolvem ainda mais o catálogo de triagem da metodologia finlandesa para a caracterização dos RU indiferenciados, pois, embora no estudo de Sahimaa, et al. (2015) tenham entrevistado diferentes autoridades de gestão de resíduos, alguns operadores de resíduos do setor privado foram deixados de fora, pelo que realizaram outra pesquisa para garantir que todas as partes interessadas fossem consideradas. De acordo com os novos requisitos de informação, os resíduos de cozinhas deviam ser separados no nível III entre as categorias de "resíduos alimentares evitáveis" e "resíduos alimentares inevitáveis", sendo os evitáveis, por exemplo, os restos de comida, os alimentos estragados e secos e os inevitáveis as borras de café, os sacos de chá e cascas de frutas, legumes e ovos. Esta decisão foi tomada devido ao impacto ambiental da maior parte destes resíduos, que produziram na Finlândia, no ano de 2014, aproximadamente 2% do total de emissões de gases com efeito de estufa. Ao contrário do que Sahimaa, et al. (2015) supôs, esta separação não aumentou significativamente a carga de trabalho da etapa de triagem. Também foram mais bem definidas as categorias dos materiais recicláveis de papel e de cartão, mesmo que não sejam embalagens. Consideraram importante conhecer a parcela recuperável desses materiais, conforme pedido pelos entrevistados, uma vez que sua participação é significativa entre os resíduos urbanos indiferenciados. Assim, o nível III foi alterado para 40 categorias, os autores referem que devido a este fato a fiabilidade estatística diminuirá ligeiramente a este nível, e para atingir a precisão da classificação inicial, serão necessárias mais amostras. Outros pedidos dos entrevistados não foram atendidos, como a separação dos resíduos plástico por tipo de resina (incluindo o PVC), porque "a classificação com base nos tipos de resina provou ser extremamente difícil e morosa", e a atribuição de uma única categoria para os "resíduos perigoso", porque "se todas as frações de resíduos perigosos fossem incluídas na mesma categoria de primeiro nível, isso distorceria as proporções de outras categorias, porque os resíduos perigosos são constituídos por diferentes materiais".

Castrillón et al. (2013), especificam apenas as 7 categorias primárias. No entanto, mencionam que o tipo de plástico com a menor incidência é o PVC (tipo de código 5).

Zorpas et al. (2015), realizam a análise da caracterização dos resíduos domésticos residuais, divididos em 12 categorias primárias e 45 secundárias. Duas categorias primárias centradas no desperdício alimentar (evitável e inevitável), detalhadas num total de 23 categorias secundárias.

Wavrer (2018), utiliza o catálogo de triagem da MODECOM (2007), composto por 12 categorias primárias e 40 secundárias. Apresenta nomenclaturas técnicas dos tipos de plástico como poliolefínicos e poliolefina.

O catálogo de triagem apresentado no estudo de Mathioudakis et al. (2020), foi desenvolvido com base na metodologia Waste-4think, inserida no âmbito do projeto Horizonte 2020, no qual foi dividido entre 14 categorias primárias e 33 categorias secundárias. No entanto, as categorias primárias foram agrupadas em 9 categorias com base nas características dos resíduos para posterior análises dos dados.

Zhao et al. (2021), dividem as amostras em 13 categorias primárias, considerando 10 como resíduos recicláveis e 3 como não recicláveis (resíduos perigosos, resíduos infecciosos e resíduos municipais) considerados os principais componentes que constituem os resíduos domésticos.

Padrões estatísticos

De acordo com o estudo efetuado por Dahlén & Lagerkvist (2008), as incertezas associadas à amostragem são maiores do que as incertezas analíticas e, por isso, colocam a tónica em se evitar sete erros abordados pela TAM, desde a recolha até a triagem da amostra de analisada, sabendo que a teoria só pode ser aplicada parcialmente aos RU. Os autores referem que “o risco mínimo de erros de amostragem é obtido se todos os resíduos de uma semana de um certo número de residências bem selecionadas forem recolhidos e analisados na totalidade” – o que a ferramenta SWA (CE, 2004), também recomenda. Referem também que cada categoria de resíduos exige uma quantidade específica de amostras para atingir determinados padrões estatísticos e que “na prática, os achados extraordinários numa amostra de resíduos domésticos não podem ser cobertos com confiança estatística”, ou seja, as amostras que contêm, por exemplo, um animal morto “devem ser consideradas como um valor atípico”.

Sahimaa, et al., (2015) recomendam que o nível de confiança dos resultados deve ser de 95%, tal como estipula a ferramenta SWA (CE, 2004), bem como a necessidade de calcular o intervalo de confiança para cada categoria de resíduo, a fim de avaliar a fiabilidade dos resultados. Além disso, salientam um bom planeamento de estratificação, “para obter resultados estatisticamente válidos”. Liikanen et al. (2016) analisam os dados com o nível de confiança de 95% e confirmam que “os intervalos de confiança das categorias de resíduos individuais são mais informativos e úteis do que o intervalo de confiança dos resultados totais, particularmente quando o número de amostras é baixo”, e que devido ao fato de os dados de composição não obedecerem a uma distribuição normal, os intervalos de confiança dos resultados totais não puderam ser determinados conforme recomendado.

Em 2015, a Dinamarca realizou um artigo no âmbito do 6º Workshop Internacional de Análise de Dados Composicionais, no qual analisaram, pela primeira vez, o desperdício alimentar considerando os dados como composicionais (Edjabou et al., 2015b). Segundo os autores, de acordo com os preceitos de Aitchison (1994) e outros, os dados de composição de resíduos

"carregam informações relativas e são conjuntos de dados fechados porque as percentagens de frações individuais são positivas e somam até 100", e devido a esta natureza, devem ser tratados como dados composicionais. Nesse estudo, os autores compararam os coeficientes de correlação entre as frações de resíduos alimentares com base em diferentes conjuntos de dados, utilizando o teste de Pearson e a análise da razão logarítmica. Os resultados oferecidos pelo teste de Pearson apresentaram valores diferentes para cada conjunto de dados, além de, em alguns casos, os valores serem negativos – expostos devido à restrição de soma dos dados composicionais. A análise através da razão logarítmica apresentou os mesmos resultados, todos positivos, independentemente do conjunto de dados, permitindo avaliar a correlação e a variação entre as frações de resíduos alimentares. Desta forma, o artigo Edjabou et al. (2015), reiteram que os dados de composição de resíduos, são um conjunto de dados fechados, e necessitam de "tratamento especial ou transformação antes de análises estatísticas", por isso realizam a transformação logarítmica dos dados brutos. Para a escolha dessa transformação, os autores se basearam no livro "Explicação da Análise de Dados Estatísticos: estatística ambiental aplicada com R", escrito entre pesquisadores geoquímicos e estatísticos da Noruega, Canadá e Áustria (Reimann et al., 2008), que procura ser um manual de fácil entendimento de métodos estatísticos especialmente para os cientistas das ciências naturais. Este livro declara que os dados ambientais assumem propriedades especiais, como dados fechados e distribuição assimétricas (não normal), não concordando muito bem com os métodos de análise da estatística clássica (Gaussianas) – embora seja estes os métodos fundamentais e portanto ensinados nos cursos de estatística e em universidades – necessitando assim, de métodos estatísticos mais robustos e não paramétricos, concluindo que a transformação logarítmica dos dados é a mais vantajosa para os dados ambientais.

Em 2017, a Dinamarca realizou um estudo em parceria com a Espanha para realçar a importância da transformação dos dados composicionais a fim de obter resultados fiáveis nas caracterizações de RU (Edjabou et al., 2017). Neste estudo, mostram que o cálculo da média aritmética, dos desvios padrão e dos coeficientes de correlação sem ter em conta a estrutura dos dados composicionais pode conduzir a resultados erróneos, pelo que a transformação adequada dos dados antes de qualquer análise estatística é vital para se obter resultados mais próximos da realidade. Com base nestes estudos, Edjabou et al. (2018) reiteram que em um conjunto de dados fechados, o "aumento na percentagem de uma fração de resíduos levará automaticamente a uma diminuição de outra fração e vice-versa", tornando imprescindível uma abordagem estatística mais complexa, e desta vez realizam a transformação isométrica da razão logarítmica, para ultrapassar o problema da restrição da soma de dados fechados, para além de que as "coordenadas isométrica da razão logarítmica são obtidas com taxas de produção de frações de resíduos individuais (kg de resíduos por semana para cada fração de resíduos)", orientadas pelo artigo espanhol de Egozcue et al. (2003), que trata da geometria no simplex, um espaço amostral de dados composicionais, desenvolvido a partir das contribuições do estatístico escocês John Aitchison, e demonstra como realizar a transformação isométrica de razão logarítmica. Edjabou et al. (2018) afirmam que, embora a média aritmética seja frequentemente utilizada para representar uma medida de tendência central, ela pode violar o pressuposto da distribuição normal dos dados e ser influenciada por valores extremos. Assim, os autores afirmam que "uma média geométrica baseada na razão logarítmica responde ao pressuposto da normalidade e

parece mais fiável do que a média aritmética", complementada pelos valores da mediana e quartis. Como já foi referido, o resultado deste estudo dinamarquês não mostrou influências sazonais significativas na composição ou produção de resíduos domésticos, ao contrário de outros estudos, os autores atribuíram esta diferença ao fato de terem considerado a natureza dos dados composicionais, para além do fato de as amostras terem sido recolhidas das mesmas residências.

O estudo de Wavrer (2018) propôs-se a calcular o erro fundamental da amostragem (EFA) para cada uma das categorias do catálogo de triagem determinado pela MODECOM, demonstrando quais são os dados necessários para aplicar a fórmula da teoria da amostragem no contexto dos resíduos urbanos, sendo calculado com ao nível de confiança de 95%. Com o resultado foi possível perceber se a unidade de amostragem é suficientemente representativa em todas as categorias de resíduos, bem como demonstrar a aplicabilidade da TAM e a relevância dos erros devido à heterogeneidade dos resíduos.

Mathioudakis et al. (2020) referem ter optado por uma análise estatística descritiva simples, para facilitar a comunicação com os cidadãos e a aplicabilidade entre municípios, no entanto, não mencionam sobre o nível de confiança. Castrillón et al. (2013), Zorpas et al. (2015) e Zhao et al. (2021) também não referem sobre os padrões estatísticos adotados.

Apresentação dos dados

Dahlén & Lagerkvist (2008), não especificam a apresentação dos dados.

A maioria dos artigos escolheu a média como medida de tendência central, o desvio padrão como medida de variabilidade e gráficos de barras em percentagem para descrever a composição dos resíduos analisados (Castrillón et al., 2013, Zorpas et al., 2015, Edjabou et al., 2015, Sahimaa et al., 2015, Liikanen et al., 2016). Três artigos utilizaram outras medidas também como a mediana, quartis e amplitude (Edjabou et al., 2018, Mathioudakis et al., 2020 e Zhao et al., 2021), embora o último artigo não tenha apresentado esses valores, refere ter utilizado apenas testes estatísticos não paramétricos.

Castrillón et al. (2013) também apresenta uma equação como proposta de uma nova correlação para determinar os valores de aquecimento inferior dos resíduos urbanos em função da sua composição, juntamente como gráficos em barras representando as médias e os desvios padrão (gráfico dinamite) e gráfico de dispersão.

No estudo de Edjabou et al. (2015), foram realizados os testes de: Kruskal-Wallis e permutação para comparar a composição e produção dos resíduos, entre os três municípios; Kolmogorov-Smirnov para identificar "casos em que a proporção de pelo menos uma fração na composição global foi significativamente diferente entre tipos de habitação ou entre municípios"; e uma matriz de correlação entre a taxa de produção de resíduos e a percentagem de categorias individuais, com base no teste de Spearman. Estas correlações foram utilizadas para verificar a relação estatística entre variáveis, como "para determinar se as variações na taxa de produção de

resíduos também influenciaram a composição dos resíduos, enquanto as correlações entre as frações de resíduos foram utilizadas para identificar potenciais tendências na eficiência dos agregados familiares na segregação de recicláveis na fonte".

Sahimaa et al. (2015) recomendam a mesma apresentação de dados orientada pela ferramenta SWA (CE, 2004), ou seja, os seguintes parâmetros estatísticos para cada categoria: média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação, intervalo de confiança relativo (%) e intervalo de confiança (kg). Liikanen et al. (2016), apresentam os valores da média, do desvio padrão, e do coeficiente de variação (desvio padrão dividido pela média), a mediana não é apresentada e o intervalo de confiança é determinado apenas para as categorias que apresentaram distribuição normal, após a realização do teste de Shapiro-Wilk. Foi também realizado o teste de Mann-Whitney para identificar diferenças nas distribuições das categorias de resíduos entre as duas áreas de estudo. Os resultados foram calculados com um nível de confiança de 95% e apresentados em gráficos circular.

Edjabou et al. (2018) começam por calcular a média geométrica "dos dados para uma composição fracionada de resíduos" a fim de construir um gráfico de barras de média geométrica, utilizando 3 equações para o fazer. A taxa de produção de resíduos foi analisada em um modelo linear multivariado, para verificar "a influência da estação do ano e da dimensão do agregado familiar na composição dos resíduos e nas taxas de produção", bem como a variabilidade nas 101 residências, sendo os resultados apresentado em um gráfico de barras. Como parâmetros estatísticos, para além da média aritmética e geométrica, são apresentados os valores do desvio absoluto da mediana, do desvio padrão, do coeficiente de variação e do 1º e 3º quartil. Os autores comentam a diferença substancial encontrada entre a média aritmética e a mediana, sugerindo que ela está "ligada à violação do pressuposto de distribuição normal e à presença de valores extremos". São apresentados outros gráficos, como o gráfico de linhas que demonstra as diferenças entre a dimensão dos agregados familiares e a produção dos resíduos domésticos, e o gráfico de linhas tracejadas com círculo que demonstra uma "comparação pareada entre as estações com base em intervalos de confiança de percentil bootstrap". Por último, foi realizado uma comparação entre a análise estatística clássica e a análise de dados composicionais, tal como realizado no trabalho de (Edjabou et al., 2017).

Wavrer (2018) concentra-se na constituição heterogénea (CH) dos resíduos analisados, que é o resultado da variação das proporções e propriedades físico-químicas dos constituintes dos RU e o que gera o EFA. Um dos parâmetros necessários para a fórmula da variância relativa do EFA, é o peso unitário médio das categorias, que foi obtido através da pesagem e contagem os constituintes das categorias para poder dividir o peso pela quantidade de constituintes, o autor afirma que "é importante pesar um número suficientemente grande de partículas selecionadas aleatoriamente de cada família classificada: 200 itens é considerado um mínimo". O cálculo da EFA foi realizado para cada etapa de amostragem da metodologia, ou seja, foram calculados os erros para cada etapa de triagem e do quarteio, e com o EFA resultante de cada etapa foi calculado o EFA total. Os valores foram demonstrados a partir de imagens de um software específico para a equação do EFA e de um gráfico de "barras de erro associadas às proporções".

Mathioudakis et al. (2020), utilizam os parâmetros como a mediana, a amplitude interquartil, o quartil superior e inferior, os bigodes e os outliers, e apresentam os resultados em gráficos *boxplots* e gráficos de barras. Além disso, foram utilizadas duas equações para calcular a taxa de separação dos resíduos domésticos na fonte e o nível de impureza.

Zhao et al. (2021) começam por testar a normalidade dos dados através do teste estatístico Shapiro-Wilk, sendo que nenhum dos dados cumpriu os requisitos de normalidade e por isso as restantes análises foram efetuadas em testes não paramétricos. Para detetar diferenças na composição dos resíduos entre os municípios, foi realizado o teste de Fligner-Killeen, para verificar a homogeneidade das variâncias e a correlação dos tipos de resíduos com o tamanho da população, foi realizado o teste Tau de Kendall. Os autores comentam que excluíram os valores referentes aos resíduos de madeira, pois por ser uma parcela pouco significativa, poderia distorcer os resultados estatísticos. Os gráficos de barras e círculos apresentaram as médias da composição física dos resíduos analisados, e os gráficos de regressão para cada categoria de resíduo.

Aplicação informática

Castrillón et al. (2013), Zorpas et al. (2015) e Sahimaa et al. (2015) não comentam sobre as aplicações informáticas utilizadas em seus artigos.

Dahlén & Lagerkvist (2008), levantam algumas questões referentes à metodologia computacional do programa *US PROTOCOL* (EPA, 1991), em que apesar de ser uma solução viável para determinar o número de amostras necessárias para um estudo, o programa se baseia em um banco de dados estatísticos de amostras antigas para estimar a quantidade e composição dos resíduos, alegando que “a composição dos resíduos é dinâmica e é duvidoso que as estatísticas de alguns anos atrás sejam aplicáveis aos dados de hoje”.

Edjabou et al. (2015) utilizam o *software* estatístico R, para as análises estatísticas. Na sequência, Edjabou et al. (2018), utilizam e comentam sobre *softwares* para análise de dados composicionais, como o *CoDaPack*, *Open Source R* e *robCompositions*. Afirmam que, além de serem *softwares* gratuitos, não requerem grandes habilidades de programação para a sua utilização. Liikanen et al. (2016) utilizam o *software SPSS Statistic* Versão 23. Wavrer (2018) utilizou um *software* baseado na TAM e dedicado ao cálculo do EFA, denominado *ECHANT*. Mathioudakis et al. (2020), utilizam o ambiente MS Excel e os seguintes pacotes do programa R *Core Team*, 2019: *zCompositions*, *dplyr*, *ggPlot* e *magrritr*. E, Zhao et al. (2021) relatam utilizar o Programa R *Core Team*, 2016.

Quantificação

Dahlén & Lagerkvist (2008), Castrillón et al. (2013), Liikanen et al. (2016), Wavrer (2018) não comentam este critério. Sahimaa et al. (2015) referem apenas que, quando se analisam somente

os resíduos domésticos, a taxa de produção de resíduos pode ser determinada por pessoa por ano para cada estrato.

Edjabou et al. (2015) quantificaram todos os resíduos recolhidos durante a amostragem, concluindo que "a taxa de produção de resíduos domésticos residuais nas áreas de estudos foi de 3 a 4 kg por pessoa por semana", concluíram ainda que, uma vez que o teste de correlação não indicou relação estatisticamente significativa entre a percentagem de frações individuais de resíduos com a taxa de produção de resíduos domésticos, afirmando que em áreas com as mesmas condições socioeconómicas e geográficas, "os dados sobre a composição dos resíduos podem ser extrapolados e estendidos a todo o município ou a cada município, independentemente da taxa de geração de resíduos".

Edjabou et al. (2018) recomendam que as taxas de produção de resíduos domésticos residuais sejam "baseadas na dimensão do agregado familiar para evitar erros de flutuação que possam ser introduzidos pela distribuição da dimensão do agregado familiar". Neste estudo, todos os resíduos recolhidos foram pesados e triados, sendo a taxa média de produção de resíduos calculada por agregado familiar por semana (e por pessoa).

Zorpas et al. (2015) já conheciam a produção anual per capita de resíduos devido ao controlo dos aterros sanitários, no entanto, sabem que cerca de 25% da população não é servida por aterros sanitários e elimina os seus resíduos de forma não controlada. Mathioudakis et al. (2020) e Zhao et al. (2021), também tiveram acesso às quantidades anuais per capita através do controlo do município estudado.

Meios materiais e humanos

Dahlén & Lagerkvist (2008) referem que a metodologia europeia (CE, 2004) e sueca (RVF, 2005) consideram que uma quantidade de 3 a 4 trabalhadores é razoável para a triagem manual de 500 a 1 000 kg em 1 a 2 dias. No entanto, é necessário ter em conta o a quantidade de categorias a classificar e a experiência dos trabalhadores da equipa.

A caracterização no estudo de Edjabou et al. (2015) foi realizada por equipa profissional. Liikanen et al. (2016) realizam a formação dos caracterizadores, centrando-se na elaboração do catálogo de triagem. Mathioudakis et al. (2020) tiveram os resíduos caracterizados por uma equipa altamente treinada em separação de materiais, com a presença do grupo de investigação, utilizaram *big-bags* para a recolha e transporte das amostras, e uma "balança de pesagem de alta precisão e caixas especiais para pesar as amostras". Zhao et al. (2021) comentam o uso de uma balança digital e uma câmera, para pesagem e registo fotográfico das amostras.

Castrillón et al. (2013), Zorpas et al. (2015), Sahimaa et al. (2015), Edjabou et al. (2018) e Wavrer (2018) não mencionam sobre os meios materiais e humanos para realizar a caracterização dos resíduos analisados. Entretanto, no artigo de Wavrer (2018), há uma foto evidenciando o material e equipamento para o procedimento do quarteio.

Saúde e segurança

Dahlén & Lagerkvist (2008) apenas referem a metodologia americana, ASTM, e a sueca RVF, como metodologias que listam medias de segurança para evitar riscos no ambiente de trabalho, porém não fazem recomendações específicas sobre este tema.

Liikanen et al. (2016) comentam que, a metodologia finlandesa para os resíduos urbanos indiferenciados possui 15 recomendações, sendo que uma delas se refere à segurança no ambiente de trabalho, e para esse estudo específico foi realizada uma palestra com os caracterizadores, abordando essa questão. E, Zhao et al. (2021) relatam o uso de equipamentos de segurança durante toda a análise, tais como fatos, luvas, óculos e respiradores.

Castrillón et al. (2013), Edjabou et al. (2015), Zorpas et al. (2015), Sahimaa et al. (2015), Edjabou et al. (2018), Wavrer (2018) e Mathioudakis et al. (2020) não referem as medidas de saúde e segurança adotadas para realização da caracterização de resíduos.

Custos

Dahlén & Lagerkvist (2008) dizem que, segundo o autor da TAM, Pierre Gy, “sempre é possível realizar uma amostragem correta, mas nem sempre a um custo aceitável”, e por mais que os autores recomendem a amostragem aleatória estratificada, lembram que esta aumentará a qualidade dos dados obtidos, mas também os custos para realização do estudo de composição dos RU. Os autores comentam ainda sobre os custos mais elevados associado ao nível de amostragem por habitação do que ao nível de amostragem por veículos de recolha, no entanto, um ano após este estudo (Dahlén et al., 2009) reconhecem as desvantagens do nível de amostragem por veículo de recolha (ver seção 2.2.2.4.). Sahimaa et al. (2015) também citam a relação do custo com a qualidade dos dados obtidos, consoante ao número de estratos.

Zorpas et al. (2015) identificam este critério como a principal razão para as falhas nos sistemas de gestão dos resíduos em Chipre. Liikanen et al. (2016) referem alguns limites nos estudos realizados devido aos custos e tempo despendido. Mathioudakis et al. (2020) afirmam que a metodologia proposta desenvolvida oferece “uma ampla variedade de benefícios, com custo e esforço de implementação relativamente baixos”. Zhao et al. (2021) comentam apenas sobre a economia em custos logísticos que a compactação das embalagens de papel, por exemplo, pode gerar.

Castrillón et al. (2013) e Edjabou et al. (2015), Edjabou et al. (2018), Wavrer (2018) não especificam sobre os custos associados ao trabalho realizado.

2.2.2.3. Relação entre os artigos científicos analisados

Muitos dos artigos científicos analisados estão ligados entre si. O artigo científico mais referenciado foi o da Suécia (Dahlén & Lagerkvist, 2008), sendo citado em oito artigos: Kuwait, Argentina, Índia, República Checa e os dois artigos da Dinamarca e Finlândia. O artigo do México foi o segundo mais citado (Gómez et al., 2009), sendo referenciado cinco vezes: Espanha, Turquia, Dinamarca, Argentina e Índia. Em terceiro lugar ficou o artigo da Dinamarca (2015), sendo citado por: Finlândia, Grécia, Índia e República Checa. Seguiu-se o artigo da Finlândia (2015), citado por três artigos: Cazaquistão, Argentina e Índia. E mais quatro artigos foram referenciados por outros artigos científicos analisados, como mostra a Tabela 4:

Referência	País	Citado por	País
Dahlén & Lagerkvist, 2008	Suécia	Al-Jarallah e Alisa, 2014	Kwait
		Sahimaa et al., 2015	Finlândia
		Edjabou et al., 2015	Dinamarca
		Liikanen, et al., 2016	Finlândia
		Edjabou et al., 2018	Dinamarca
		Villalba et al., 2020	Argentina
		Cheela et al., 2021	Índia
		Zhao et al., 2021	República Checa
Gómez et al., 2009	México	Castrillón et al., 2013	Espanha
		Ozcan et al., 2016	Turquia
		Edjabou et al., 2018	Dinamarca
		Villalba et al., 2020	Argentina
		Cheela et al., 2021	Índia
Sethi et al., 2013	Índia	Cheela et al., 2021	Índia
Edjabou et al., 2015	Dinamarca	Liikanen, et al., 2016	Finlândia
		Mathioudakis et al., 2020	Grécia
		Cheela et al., 2021	Índia
		Zhao et al., 2021	República Checa
Sahimaa et al., 2015	Finlândia	Abylkhani et al., 2020	Cazaquistão
		Villalba et al., 2020	Argentina
		Cheela et al., 2021	Índia
Zorpas et al., 2015	Chipre	Abylkhani et al., 2020	Cazaquistão
Liikanen, et al., 2016	Finlândia	Mathioudakis et al., 2020	Grécia
Ozcan et al., 2016	Turquia	Abylkhani et al., 2020	Cazaquistão
Edjabou et al., 2018	Dinamarca	Abylkhani et al., 2020	Cazaquistão
		Edjabou et al., 2015	Dinamarca

Tabela 4: Relação registada entre os 25 artigos científicos analisados e compilados nos Anexos III e IV.

2.2.2.4. Visão geral de outros 20 artigos científicos a partir das referências dos 25 artigos científicos analisados

A Tabela seguinte lista outros 20 artigos científicos, referenciados pelos artigos científicos analisados e compilados acima, que serão discutidos nesta seção devido ao seu contributo significativo para a conclusão deste trabalho, 5 dos quais realizaram o estudo em parceria. Entretanto, há um livro não mencionado nesta lista que vale a pena comentar, pois foi citado por 6 dos artigos analisados (Dahlén & Lagerkvist, 2008, Gómez et al., 2009, Al-Jarallah e Alisa, 2014, Sahimaa et al., 2015, Ozcan et al., 2016, Abylkhani et al. 2020), trata-se do livro americano "Handbook of Solid Waste Management" de Tchobanoglous & Kreith (2002); quatro dos seis AC referem-se a um artigo de 1993 dos mesmos autores que foi posteriormente resumido no livro de 2002. Os autores são professores nas Universidades da Califórnia e do Colorado. O livro é uma atualização do manual de gestão integrada de RU da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) de 1989. A propósito, uma das seis metodologias analisadas por Branco (2005) para propor a segunda versão da metodologia portuguesa foi a versão de 1992 da EPA – ver seção 2.2.1.2.

Referenciado por	País	Outros artigos científicos referenciados	Referência	País
Dahlén & Lagerkvist, 2008	Suécia	Comparação dos diferentes sistemas de recolha de resíduos domésticos triados na Suécia	Dahlén et al., 2007	Suécia
Gómez et al., 2009	México	Análise de resíduos sólidos residenciais em locais de produção	Abu Qdais et al., 1997	Emirados Árabes Unido/ Reino Unido
		Caracterização dos resíduos sólidos urbanos em Chihuahua	Gómez et al., 2008	México
Edjabou et al., 2015	Dinamarca	Caminhos inconsistentes de resíduos domésticos	Dahlén et al., 2009	Suécia
		Teoria da amostragem em estudos ambientais	Gerlach et al., 2001	Estados Unidos da América
		Amostragem representativa para análise de dados fiável: Teoria da Amostragem	Pertersen et al., 2005	Dinamarca/ Finlândia
Zorpas et al., 2015	Chipre	Produção de resíduos sólidos urbanos nos municípios: quantificando os impactos da estrutura domiciliar, resíduos comérciais e combustíveis domésticos	Lebersorger & Beigl, 2011	Áustria
Liikanen, et al., 2016	Finlândia	Discussão sobre a metodologia para determinar o desperdício de alimentos em estudos de composição de resíduos domésticos	Lebersorger & Schneider, 2011b	Áustria
Kumar et al., 2016	Índia	Análise estatística robusta para estudos de caracterização de resíduos urbanos	Painter et al., 2011	Estados Unidos da América
Edjabou et al., 2018	Dinamarca	Transformaçãoes isométricas de razão logarítmica para análise de dados composicionais	Egozcue et al., 2003	Espanha
		robCompositons: um pacote R para análise estatístca robusta de dados composicionais (referenciado por Edjabou et al., 2017, abaixo)	Templ et al., 2011	Áustria/ República Checa
		Análise de dados composicionais de resíduos alimentares domésticos na Dinamarca	Edjabou et al., 2015b	Dinamarca
		Análise espacial de dados composicionais: uma revisão histórica	Pawlowsky-Glahn & Egozcue, 2015	Espanha
		Análise estatística dos dados de composição dos resíduos sólidos: média aritmética, desvio padrão e coeficientes de correlação	Edjabou et al., 2017	Dinamarca/ Espanha
Mathioudakis et al., 2020	Grécia	Importância da composição dos resíduos para a avaliação do ciclo de vida das soluções de gestão de resíduos	Bisinella et al., 2017	Dinamarca
Cheela et al., 2021	Índia	Um modelo empírico para previsão da taxa de produção de resíduos sólidos domésticos: um estudo de caso de Dhanbad	Kumar & Samadder, 2017	Índia
		Os determinantes do desempenho da produção e reciclagem de resíduos nos municípios portugueses: uma abordagem de equações simultâneas	Soukiazis & Proença, 2020	Portugal
Zhao et al., 2021	República Checa	O efeito do gênero e da estrutura etária na produção de resíduos municipais na Polônia	Talalaj & Walery, 2015	Polônia
		Análise da composição dos resíduos urbanos: abordagens e soluções para a gestão dos resíduos da República Checa	Kropáč & Pavlas, 2020	República Checa
Teshome et al., 2022	Etiópia	Caracterização e quantificação de resíduos sólidos municipais como uma medida para uma gestão eficaz de resíduos em Gana	Miezah et al., 2015	Gana/Dinamarca

Tabela 5: Outros 20 artigos científicos consultados, referenciados pelos dos 25 artigos científicos analisados acima.

De seguida, serão comentados os pontos cruciais, dos artigos científicos consultados, relativamente à estratificação, amostragem, classificação de categorias e análises estatísticas para a caracterização dos resíduos urbanos.

Estratificação

Dahlén et al. (2007) realizaram um estudo sobre diferentes sistemas de recolha de resíduos domésticos, caracterizando-os. Para tal, analisaram dados de 1998 a 2004 de 6 municípios suecos com condições socioeconómicas semelhantes. Os autores chegaram à conclusão de que, com a implementação da recolha seletiva, mais resíduos recicláveis foram separados e destinados à reciclagem, e que a implementação da recolha seletiva de biorresíduos também aumentou a taxa dos resíduos recicláveis, "o tratamento dos biodegradáveis separadamente parece facilitar a triagem de recicláveis secos". Contudo, comentam que se as caracterizações, que seguiram a metodologia Nordtest (1995), tivessem sido estratificadas entre diferentes condições socioeconómicas, "outras conclusões poderiam ter sido possíveis". Um dos seis municípios analisados possuía um sistema de cobrança para a recolha dos resíduos domésticos por kg, "a cobrança baseada no peso reduziu as quantidades entregues de resíduos domésticos indiferenciados em 50%, mas não se sabe até que ponto se desenvolveram vias de materiais impróprios".

Para analisar melhor os fatores que influenciam a produção e os caminhos dos resíduos domésticos da Suécia, bem como quão confiáveis são os dados oficiais sobre os fluxos de resíduos, os autores Dahlén et al. (2009), analisaram dados de 35 municípios. Desta vez, investigam onze variáveis municipais que, de acordo com outros estudos, estão relacionadas com a produção de resíduos, a saber: (1) número de habitantes; (2) densidade populacional; (3) deslocações pendulares líquidas; (4) rendimento médio; (5) número de casas de verão; (6) número de habitantes por ponto de reciclagem de resíduos; (7) número de quilómetros quadrados por ponto de reciclagem de resíduos; (8) número de habitantes por centro de reciclagem supervisionado; (9) número de quilómetros quadrado por centro de reciclagem supervisionado; (10) ocorrência de recolha de recicláveis junto à propriedade e (11) tipo de recolha de resíduos. Contrariamente às expectativas, não foram encontradas correlações entre as quantidades de resíduos recicláveis secos separados na origem com as quantidades de resíduos indiferenciados. Embora os pontos de reciclagem (ecopontos) desempenhem um papel importante, recebendo grande parte dos resíduos recicláveis secos produzidos pelas habitações, os resultados da recolha porta a porta "conduziram a um aumento notável na entrega de embalagens de metal, plástico e papel", mas sem diferença significativa no vidro e no papel de jornal"; os autores consideram que devido as campanhas de informação e comunicação sobre estes últimos materiais e realizadas durante anos no país, os mantem com bons índices de reciclabilidade. Em consonância com a investigação sociológica e outros estudos, os autores concluem que "a recolha próxima à propriedade aumenta a separação na origem dos recicláveis (em outras palavras, a distância é importante)". Para além disso, os resultados revelaram que quanto mais acessíveis eram os centros de reciclagem (ecocentros), mais resíduos eram entregues por pessoa. Verificou-se também que "as quantidades médias globais de resíduos domésticos por habitante aumentam em municípios populosos, quando as deslocações pendulares líquidas são positivas e quando a frequência de casas de verão é elevada". Neste artigo, os autores investigaram mais municípios que operam com a cobrança por peso dos resíduos domésticos recolhidos (pesados no momento da recolha), em comparação com o artigo de 2007, e os resultados mostraram que "o efeito da cobrança por peso é inconsistente, sendo claramente uma redução de resíduos em alguns municípios, mas quase impercetível noutros".

Ressaltam a importância de se identificar fatores específicos de cada região que influenciam na produção dos resíduos domésticos e no desenvolvimento de uma metodologia internacional padronizada e fiável para a comparação dos estudos de caracterização de resíduos urbanos.

Na Áustria, Lebersorger & Schneider (2011b) referem sobre a importância do desenvolvimento de uma metodologia padronizada de caracterização de resíduos com foco nos resíduos alimentar. Para colaborar nesse sentido, realizam a caracterização dos resíduos domésticos indiferenciados, em zonas urbanas e rurais e entre diferentes tipologias habitacionais (unifamiliares e multifamiliares – basicamente, divididos entre os contentores individuais, até 240l, e contentores coletivos, até 1 000l). Os resultados indicaram que os resíduos alimentares eram significativamente mais elevados nas zonas urbanas e nas habitações multifamiliares. Neste estudo foram também investigados critérios importantes na preparação da amostra e no catálogo de triagem, como será descrito abaixo nos critérios de amostragem, e classificação de categorias.

Um trabalho em parceria com o Gana e a Dinamarca estudou a melhor forma de caracterizar os resíduos urbanos no Gana, uma vez que não estão disponíveis dados estatísticos fiáveis e tão pouco comparáveis entre as regiões do país. Os autores deste trabalho, Miezah et al. (2015), relatam os problemas enfrentados pela impossibilidade de avaliar de forma crítica e informativa as opções de gestão de resíduos urbanos para o seu correto planeamento e implementação. Segundo os autores, os resíduos urbanos, que são produzidos a partir de diferentes fontes, têm uma elevada heterogeneidade e “apresentam características físicas variáveis em função das suas origens”, no caso dos resíduos de origem comercial, “a composição pode depender das atividades empresariais”, sendo a sua heterogeneidade o principal obstáculo à sua reutilização como matéria-prima secundária. Para além disso, as estimativas de outros estudos apontam para 55-80% de resíduos domésticos no total dos RU, e 10-30% de origem comercial, nos países em desenvolvimento. Assim, os autores decidem analisar apenas dos resíduos domésticos, para além de realizarem uma estratificação geográfica, socioeconómica e sazonal (durante 5 meses). Os autores Miezah et al. (2015), a metodologia de Abu Qdais et al. (1997), adaptada por Gómez et al. (2008), para análise dos resíduos domésticos recolhidos diretamente nas habitações (utilizando a fórmula de Cochran (1977) para calcular a quantidade de amostras, conforme descrito abaixo em amostragem). Abu Qdais et al. (1997) e Gómez et al. (2008), constataram que uma maior taxa de produção de resíduos domésticos apresentava uma correlação positiva com um maior nível socioeconómico, enquanto Miezah et al. (2015), constata que esta correlação não era significativa para os resíduos domésticos do Gana, porém variando significativamente entre as diferentes regiões (costeiras, florestais e savanas).

Na Polônia, Talalaj & Walery (2015) investigam o efeito do género e da estrutura etária na produção dos resíduos urbanos em três município a partir de dados municipais de 10 anos. Consideram as seguintes variáveis independentes: (1) número de mulheres; (2) número de homens; (3) razão mulher/homem; (4) número de mulheres/homens em três faixas etárias (idade pré-ativa, idade ativa e ano pós-laboral); e (5) número de desempregados. Como variável dependente, consideraram a taxa de produção de resíduos (em kg por habitante e por ano), “os resultados obtidos indicam que o rácio mulheres/homens e o número de mulheres desempregadas desempenham um papel significativo na produção de resíduos urbanos”,

mulheres desempregadas em idade ativa (14 a 64 anos). Os autores chamam a atenção para o fato de as mulheres que estão em casa produzirem mais resíduos do que as que trabalham e passam o dia fora, e afirmam que "as razões de tal situação podem ser procuradas nos diferentes estilos e hábitos de vida de homens e mulheres, bem como na estrutura etária", e que os resultados demonstram a importância de investigar os fatores de influência, tanto económicos como sociais, no país.

Em 2020, a República Checa participou da 2ª conferência internacional sobre tecnologias e modelos de negócios para a economia circular, na qual os autores Kropáč & Pavlas (2020), apresentaram um estudo das principais metodologias internacionais para a caracterização de RU, a fim de propor um nova metodologia tcheca, com o objetivo de "oferecer uma metodologia que forneça dados básicos para processamento estatístico complexo e permita previsões relevantes da evolução da composição dos resíduos urbanos", reconhecendo que a estratificação "é um pré-requisito para o planeamento estatístico adequado da avaliação de dados experimentais e medidos", devendo ser considerado os fatores socioeconómicos juntamente com outros fatores que possam afetar a composição e produção dos resíduos urbanos em uma determinada região. Ao procurar o desenvolvimento desta metodologia tcheca, encontrou-se uma matéria no site *Mergin Maps*[10], de outubro de 2022, cuja um dos autores do artigo, o Professor Dr. Martin Pavlas, explica ter dado continuidade as investigações em conjunto com a empresa *Lutra Consulting*, no contexto de um projeto da UE sobre amostragem de RU, no qual desenvolveram uma ferramenta digital para o auxílio de uma amostragem aleatória estratificada e de acordo com a norma da UE EN14899.

Em Portugal, Soukiazis & Proença (2020), realizaram uma extensa investigação sobre a relação entre a produção e reciclagem de resíduos urbanos com indicadores económicos através do conceito de dissociação de Kuznets (1995), segundo as autoras "os indicadores de dissociação tornaram-se populares para detetar e medir melhorias na qualidade ambiental ou na eficiência dos recursos em relação à atividade económica". A análise foi realizada em 307 municípios entre 2009 e 2018. Além de analisarem a produção de resíduos e as atividades de reciclagem num único sistema, consideram variáveis como: (i) a atividade produtiva das economias locais, "dadas pelas participações da produção dos setores primário, secundário e terciário de acordo com o valor acrescentado bruto de cada setor em percentagem do valor acrescentado bruto total"; (ii) a estrutura etária da população, entre o grupo etário dos 15 aos 64 anos e acima dos 65 anos; (iii) e a densidade populacional, de acordo com o grau de urbanização. Os resultados mostraram que "a estrutura produtiva das economias locais revela-se importante para explicar a produção de resíduos nos municípios portugueses", bem como a reciclagem, e embora os fatores educacionais não tenha sido incluído na análise as autoras ressaltam a importância de programas educativos e políticas de divulgação para aumentar a prevenção e reciclagem dos RU, enquanto a estrutura etária da população e a densidade populacional mostraram-se pouco importantes para explicar as diferenças no desempenho dos resíduos entre os municípios analisados. Em relação à reciclagem, o grupo etário acima dos 65 anos contribui mais para a reciclagem e é mais sensível às questões ambientais. As autoras consideram que "os resultados da investigação fornecem aos decisores políticos e às organizações que trabalham no domínio

[10] Consultado em https://pt.merginmaps.com/case-studies/waste-sampling-in-the-digital-era.

da gestão de resíduos informações úteis para apoiar a conceção e a aplicação de medidas políticas destinadas a prevenir a produção de resíduos e a aumentar os níveis de reciclagem".

Amostragem

O artigo da Dinamarca (Edjabou et al., 2015), baseou-se principalmente no artigo sueco de Dahlén et al. (2009) para a escolha do nível de amostragem, afirmando que:

> Embora os esforços logísticos possam ser reduzidos através da amostragem no ponto de deposição dos veículos de recolha de resíduos, uma das principais desvantagens desta abordagem pode ser o fato de os resíduos amostrados não poderem ser atribuídos com precisão às áreas geográficas e/ ou tipos de agregados familiares que produzem os resíduos.

Referem ainda o fato de a maioria das metodologias optar pelo método de cone e quarteamento para reduzir a intensidade de trabalho (a metodologia portuguesa foi uma das citadas), no entanto, outros estudos demonstraram que esta abordagem gera amostras pouco representativas. Um dos estudos referidos foi o artigo americano de Gerlach et al. (2001), no qual foram testados 5 métodos de divisão de amostras estratificadas preparadas em laboratório. Dos cinco métodos testados, o método do cone e quarteamento obteve um desempenho intermediário e não sendo recomendado, "uma vez que os métodos alternativos o superaram facilmente. Esta conclusão apoia a recomendação de Pitard de evitar a conicidade e o quarteamento". O Dr. Francis F. Pitard é um consultor especialista em amostragem e controlo estatístico de processos, que publicou em 1988 um livro intitulado de "Teoria da Amostragem e Prática de Amostragem" (1ª versão), no qual compilou as obras do fundador da teoria, Pierre Gy. O livro tornou-se um clássico em todo o mundo e tem grande influência na *World Conference on Sampling and Blending* (WCSB), criada em 2003 para homenagear e alargar o trabalho do francês Pierre Gy.

Edjabou et al. (2015) também se referiram a um estudo realizado em parceria entre os países Dinamarca e Finlândia (Pertersen et al., 2005), no qual demonstram o quanto o processo de amostragem pode afetar na qualidade dos dados obtidos. O artigo serve como um tutorial dos conceitos centrais da TAM como também um alerta para todos os profissionais que trabalham com o desenvolvimento e otimização dos processos de amostragem, pois, "sem formação básica e conhecimento sobre a essência da teoria de amostragem, é difícil (ou mesmo impossível) obter amostras verdadeiramente representativas, especialmente ao amostrar materiais particulados heterogéneos", apontam o conhecimento da teoria como um processo vital para se garantir a fiabilidade dos dados obtidos, afirmando ainda que:

> A TAM muda o foco da falácia de olhar para a amostragem como uma mera questão de manuseamento de materiais, para um processo científico, quantificável e bem documentado de como obter amostras exatamente representativas, fornecendo uma abordagem científica para obter uma fixação da massa da amostra, MS_2 correspondente à heterogeneidade do material a ser amostrado.

Pertersen et al. (2005) explicam que a TAM tem vindo a ser desenvolvida desde 1950, atingindo atualmente o nível de uma teoria científica completa, que combina a parte prática da amostragem com a parte estatística (ou seja, estimar a incerteza gerada pelas operações de amostragem e generalizar os resultados), conforme alegam "qualquer processo de amostragem irá gerar erros de amostragem. A única forma de eliminar ou reduzir estes erros para um nível aceitável é compreender como é que estes erros de amostragem se originam e se propagam". O diagrama abaixo, tal como apresentado pelos autores, fornece uma visão geral dos erros da TAM, bem como uma breve explicação de cada elemento:

VISÃO GERAL DOS ERROS DA TEORIA DA AMOSTRAGEM

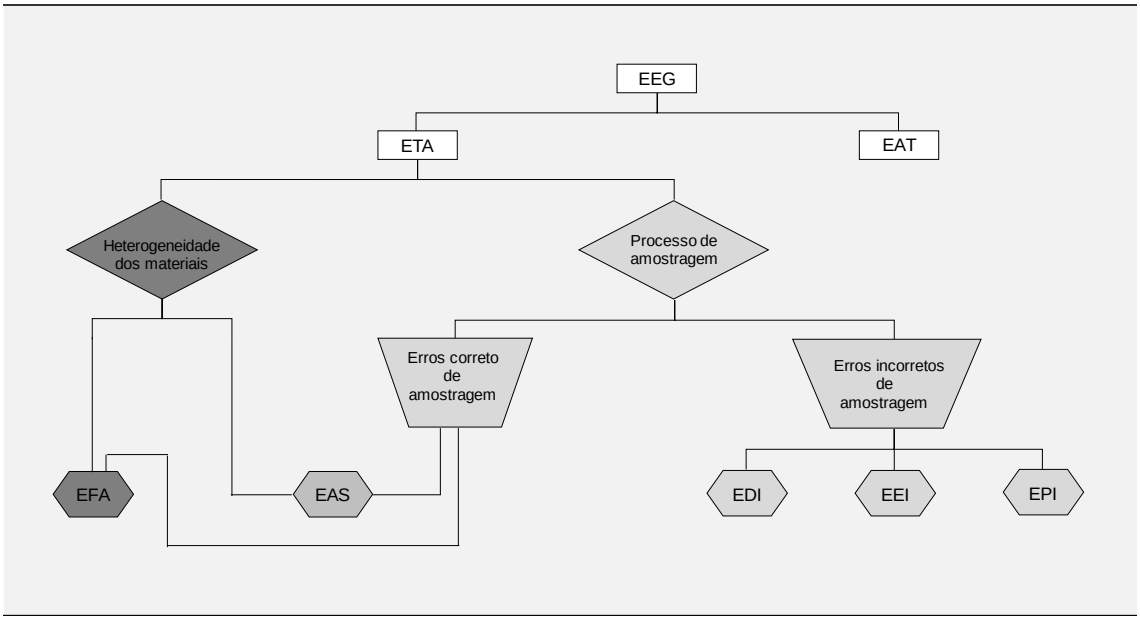


Figura 23: Visão geral dos erros da teoria da amostragem (Fonte: Pertersen et al., 2005).

Os autores definem um processo de amostragem correto quando todos os tipos de resíduos urbanos tiverem "uma probabilidade igual e diferente de zero de entrar na amostra, enquanto os elementos estranhos ao lote devem ter uma probabilidade zero de entrar na amostra. O incremento ou amostra não devem ser alterados de forma alguma", e como explicam:

O Erro de Estimativa Global (EEG) será a soma do Erro Analítico Total (EAT) e do Erro Total da Amostragem (ETA). O EAT está sob o controlo das análises laboratoriais e "os esforços para minimizar os erros analíticos não aumentam a fiabilidade de todo o processo de medição". O ETA pode ser dividido em duas contribuições, uma proveniente do próprio material e a outra de erros gerados pelo processo de amostragem:

$$ETA = \sum[Erros\ de\ heterogeneidade\ do\ material] + \sum[Erros\ no\ processo\ de\ amostragem]$$

Os erros de amostragem foram divididos entre os erros corretos que são inevitáveis e os erros incorretos que "podem ser completamente eliminados – ou, pelo menos, reduzidos (a serem insignificantes) simplesmente seguindo as orientações para uma amostragem correta, fornecida pela TAM".

A heterogeneidade das amostras também é dividida em duas partes, a constituição heterogénea (CH) e a distribuição heterogénea (DH); a primeira está relacionada apenas com a composição dos materiais, isto é, forma, tamanho, densidade, etc; e a segunda, com a distribuição física espacial dos resíduos na amostra. A heterogeneidade dos resíduos urbanos é responsável por gerar o Erro Fundamental da Amostragem (EFA), ou seja, é inerente às propriedades dos resíduos urbanos, "é do mais alto valor poder calcular o EFA a partir de uma série de parâmetros materiais para obter uma ideia realista das propriedades dos processos de amostragem e, especialmente, para estimar o tamanho da amostra necessária". A equação para esta estimativa é dada como:

$$s^2(EFA) = Cd^3\left(\frac{1}{M_S} - \frac{1}{M_L}\right) \approx \frac{Cd^3}{M_S}$$

Em que,

$M_L =$ peso amostra inicial

$C =$ denominada "a constante de amostragem" (parâmetro explicado no apêndice do artigo)

$M_S =$ peso unidade de amostra final

"Uma vez que C e d podem sempre ser estimados para (quase) qualquer material particulado, o modelo EFA pode ser utilizado para estimar a variância de uma determinada etapa de amostragem e o tamanho mínimo da amostra M_S se o nível de incerteza (variância) necessário for fixo":

$$M_S = \frac{Cd^3}{s_0^2(EFA)}$$

O Erro de Agrupamento e Segregação (EAS) está relacionado tanto com a heterogeneidade dos resíduos como com o processo de amostragem, pelo que é também um erro praticamente inevitável em qualquer amostragem. Uma forma de minimizar este erro consiste em misturar bem as amostras antes de as dividir, "exigindo frequentemente um tempo de mistura significativamente mais longo do que o habitualmente utilizado", no entanto, mesmo após a mistura, os resíduos de elevada densidade segregar-se-ão nas camadas inferiores da amostra, causando distorções na subamostragem a partir do topo.

O Erro de Delimitação do Incremento (EDI) ou amostra, ocorre quando nem todos os tipos de resíduos da amostra têm a mesma probabilidade de serem selecionados, para evitar este erro "o delineamento do corte deve corresponder exatamente ao plano geométrico, ou seja, os lados

planos do corte devem ser paralelos e todo o material dentro da amostra deve ser totalmente extraído".

O Erro de Extração do Incremento (EEI) está associado ao centro de gravidade das partículas, "quando se lida com material particulado, é importante que a regra do centro de gravidade seja obedecida. Esta regra estabelece que um fragmento com o seu centro de gravidade dentro do incremento delimitado deve também determinar a amostra final" (ver Figura 22).

O Erro de Preparação do Incremento (EPI) pode ser causado por uma série de fatores, tais como erro humano, contaminação, perda dos resíduos finos, absorção ou perda de humidade, etc. Não sendo possíveis tratar os erros estatisticamente.

Na Áustria, Lebersorger & Schneider (2011b), para analisar criteriosamente os resíduos alimentares na caracterização de RU, têm em conta os fatores que influenciam o seu estado de degradação, tais como: o tempo decorrido entre a sua deposição no contentor até à triagem; a temperatura e; o grau de compactação e mistura - que se relaciona com o nível de amostragem escolhido. Assim, com base no artigo sueco de Dahlén & Lagerkvist (2008) e na metodologia da CE (2004), optou-se por recolher amostras de resíduos domésticos indiferenciados diretamente das habitações e sem os compactar, mantendo o intervalo de tempo possível entre a produção dos resíduos, a recolha e a triagem o mais curto possível. A unidade de amostragem analisada variou entre 120-240 litros, sendo que as amostras dos contentores individuais foram caracterizadas na totalidade, enquanto dos contentores coletivos (com um volume entre 770 e 1 100 litros) foram recolhidas amostras da sua superfície até atingirem o volume de 240 litros. O número de amostras foi calculado de acordo com uma equação orientada nas normas austríacas:

$$n = \left((\sigma . CC)/CI\right)^2$$

Em que,

$CC =$ coeficiente de confiança

$CI =$ intervalo de confiança

$\sigma =$ desvio padrão

Os autores referem que esta equação "pode ser aplicada desde que o quociente entre o número da amostra (n) e a população (N) seja inferior a 0,05". Neste estudo, foram também investigados os alimentos embalados, devido ao fato de não haver uma definição clara da importância da influência das embalagens nas categorias de resíduos alimentares e, neste caso, o resultado foi de apenas 8%, pelo que esta separação pode ser desconsiderada, para além do fato de as embalagens fornecerem informações importantes sobre o ciclo de vida dos resíduos alimentares. Além disso afirmam que, para obter dados comparáveis, também é importante não peneirar as amostras antes da triagem, pois isso implica uma perda de informação e aumenta consideravelmente a fração fina, "a triagem é possível sem peneiração se os resíduos forem manuseados com cuidado, o que significa que os sacos e as embalagens devem ser abertos cuidadosamente para evitar a dispersão do conteúdo".

Miezah et al. (2015) calculam a quantidade de amostras a serem recolhidas, com base na fórmula de Cochran (1977), os autores referem que esta abordagem tem sido amplamente aplicada, como por exemplo no artigo de Gómez et al., (2008 e 2009), do México. Para além de citar o artigo realizado entre a Índia e os EUA (Bartlett et al., 2001), no qual elaboraram um manual para a determinação do número de amostras, segundo Cochran (1977), para variáveis quantitativas e qualitativas. A fórmula é expressa como:

$$n = Z \times Z[(P \times P)/(D \times D)]$$

Em que,

$n =$ número de amostras

$Z =$ valor para o nível alfa (erro tipo I – 5%) selecionado de cada cauda = 1,96

$P =$ estimativa do desvio padrão da população de RU

$D =$ margem de erro aceitável para a média a ser estimada

O artigo de Gómez et al., (2009) mencionaram apenas que a determinação do número de amostras foi realizada com base no teorema do limite central, tal como o artigo realizado entre os países do Reino Unido e dos Emirados Árabes Unidos (Abu Qdais et al., 1997), expressando a fórmula como: $n = [z(SD)/R]^2$.

Relativamente à nova metodologia da República Checa, Kropáč & Pavlas (2020) referem que esta foi desenvolvida ao nível da amostragem por contentores na via pública, de acordo com as recomendações da metodologia CE (2004), ou seja, recolher amostras de contentores de 120, 240 ou 1 100 litros, evitando a "transferência do teor de humidade ente frações de RU ou alterações de volume por prensagem". Para esta nova metodologia, que foi desenvolvida no âmbito de um projeto da UE sobre amostragem de resíduos urbanos, foi criada uma ferramenta digital única baseada em Sistemas de Informação Geográfica (SIG). O autor Pavlas (2022) afirma no site da *Mergin Maps*, acima mencionado, que "uma vez que vivemos na era digital, decidimos desenvolver uma ferramenta automatizada que nos pode ajudar com a amostragem e a documentação da amostragem". Assim, após a escolha de 1 município selecionado como o mais representativo, a ferramenta escolhe aleatoriamente 10 contentores de entre 1 000, cada membro da equipa desloca-se ao local para recolher as amostras, onde regista-se na ferramenta informações como: as coordenadas GPS da localização do contentor, o volume, a cor, o tipo de resíduos e a data e a hora da recolha. Pavlas (2022) afirma ainda que "a solução digital desenvolvida aumenta significativamente a eficácia do processo de amostragem. Introduz uma metodologia sistemática, contribui para a consistência dos resultados e permite a supervisão remota e o processamento e apresentação de dados".

Classificação de categorias

O artigo de Lebersorger & Schneider (2011b), estabeleceu um catálogo de triagem centrado nos resíduos alimentares domésticos em 3 níveis, conforme a Figura 24. Para tal, definem o desperdício alimentar como os:

> Materiais alimentares crus ou cozidos que incluem a perda de alimentos antes, durante ou após a preparação de refeições no agregado familiar, bem como alimentos descartados no processo de fabrico, distribuição, retalho e atividades de serviços alimentares. Inclui materiais como cascas de vegetais, aparas de carne e ingredientes estragados ou em excesso ou alimentos preparados, bem como ossos, carcaças e órgãos.

A categoria de resíduos alimentares, também inclui alimentos para animais de estimação e uma percentagem de embalagens de alimentos, tal como investigado neste artigo:

Nível I	Nível II	Nível III	
Desperdício alimentar	evitabilidade	fase do ciclo de vida	embalagem
	Não evitável	resíduos de preparação	
	Evitável	sobras	
		alimentos inteiros não consumido	na embalagem original de venda
			outros
		alimentos parcialmente consumidos	na embalagem original de venda
			outros
		sobras não classificáveis	

Figura 24: Divisão da categoria de resíduos alimentares no catálogo de triagem do artigo científico dos autores Lebersorger & Schneider (2011b).

No nível II, os alimentos não evitáveis são aqueles que não são intencionais, provenientes da preparação de uma refeição, e os evitáveis são aqueles que foram comprados, mas não utilizados para o seu propósito (comer, beber). O nível III procurou identificar o ciclo de vida dos alimentos "introduzindo o tipo de embalagem do alimento (em sua embalagem original de venda ou não)". Os "resíduos de preparação" compreendem a parte não comestível dos alimentos (por exemplo, caroços, cascas de ovos, borras de café, incluindo filtros de café ou saquetas de chá) e, justamente por serem considerados não evitáveis, não foram analisados em pormenor. As "sobras" são alimentos não consumidos depois de cozinhados e aquecidos. Uma vez que os alimentos embalados têm mais informações sobre o ciclo de vida do que os alimentos inteiros ou parcialmente deitados fora sem embalagem, decidiram diferenciar as categorias entre

embalagens originais de venda de outras embalagens “essa diferenciação foi feita em relação à identificabilidade”, ou seja, as embalagens originais de venda têm informações sobre os alimentos, enquanto as embalagens de serviço não têm (por exemplo sacos de embalagem para frutas e pão). E todos os alimentos que não se enquadrem em nenhuma destas categorias, ou que não sejam identificáveis, devem ser classificadas como “sobras não classificável”, podendo conter uma pequena percentagem de resíduos de preparação não evitáveis, e os que permanecem após a etapa da triagem, normalmente pedaços minúsculos. Os autores afirmam que, se for necessária alguma investigação específica, “podem ser definidas outras subcategorias por vários critérios, desde que possam ser fundidas sem ambiguidade com as categorias do nível superior e que o esquema de classificação seja reproduzível”.

Kropáč e Pavlas (2020) referem que o catálogo de triagem, para a metodologia da República Checa, consiste em 3 níveis, o primeiro nível as categorias são diferenciadas por tipo de material, o segundo por finalidade, e o terceiro refere-se a outras propriedades, “os dois primeiros níveis de classificação centraram-se principalmente na composição material dos resíduos urbanos indiferenciados e na proporção de materiais de embalagem” e sobre o terceiro nível de classificação os autores afirmam que “esta é uma possibilidade para fins específicos de estudos individuais (por exemplo, estudos focados em tratamento posterior e na recuperação de materiais ou energia)”.

Análise estatística

O artigo de Dahlén et al. (2007) concluiu que os dados de composição dos resíduos indiferenciados eram inconsistentes para que se pudesse tirar conclusões, afirmam que “a grande incerteza associada às análises da composição dos resíduos torna difícil tirar conclusões sólidas sobre os efeitos em recicláveis específicos ou sobre alterações na composição dos resíduos”. Em todo o caso, foram aplicadas análises multivariadas para ter em conta diversas variáveis. Poucos anos depois, Dahlén et al. (2009), investiga 16 fontes de erros e incertezas em dados de 35 municípios, separando-os em 4 grupos: (1) problemas gerais de dados; (2) incertezas de dados relacionados com categorias específicas de resíduos; (3) dados não fiáveis de centros de reciclagem; e (4) dados não comparáveis de análise de componentes de resíduos domésticos, e concluem que “os dados oficiais de fluxos de resíduos eram insuficientes e inadequados para uma avaliação correta dos sistemas de recolha de resíduos e comparações entre os 35 municípios do estudo de caso”. Neste estudo, as variáveis foram analisadas através de testes de regressão linear bivariada, no entanto, salientam que métodos multivariados seriam mais apropriados, porém referem que antes de se aprofundar em análises estatísticas, “a qualidade dos dados é uma questão crucial. A importância de dados fiáveis sobre a produção e composição de resíduos não deve ser subestimada no desenvolvimento da política de gestão de resíduos”.

Talalaj & Walery (2015) analisaram diferentes grupos e variáveis que poderiam influenciar a taxa de produção de resíduos urbanos na Polônia, por meio de testes de correlação multivariada e desenvolverem um modelo logarítmico de regressão não linear.

Soukiazis e Proença (2020) utilizam modelos de regressão baseados num sistema de duas equações, "que considera os efeitos recíprocos da produção e reciclagem de resíduos como parte de um mesmo sistema", relacionando-as com diversas variáveis, e utilizando os princípios de dissociação da curva ambiental de Kuznets, com resultados que apontam para a reciclagem como forma de reduzir os resíduos urbanos e consequentemente aumentar a proteção ambiental – "a relação entre o desempenho da reciclagem e a produção de resíduos é encontrada para apoiar o princípio em forma de U, onde após um nível limiar, a reciclagem aumenta a uma taxa maior do que o aumento de resíduos, e esse nível foi alcançado pela maioria dos municípios" que foram analisados (307).

Abu Qdais et al. (1997) afirmam que "o primeiro passo para avaliar as características estatísticas de uma série de observações consiste em determinar se os dados têm ou não uma distribuição normal", tendo como resultado que a categoria dos resíduos alimentares (cerca de 50%) tinha uma distribuição normal, enquanto todas as outras categorias de resíduos não apresentavam uma distribuição normal. Os autores afirmam ainda que este resultado está de acordo com os de outros estudos, concluindo que as categorias individuais "geralmente não seguem uma distribuição normal, exceto quando representam entre 30% e 70% da composição total dos resíduos".

Lebersorger & Schneider (2011b) referem que, de acordo com a norma austríaca sobre a metodologia de composição de resíduos, para "garantir uma elevada qualidade dos dados, os conjuntos de dados que se desviaram mais de 3% da massa total da amostra em relação à soma das massas das categorias individuais de resíduos foram excluídos das análises".

Também na Áustria, Lebersorger & Beigl (2011) desenvolveram um modelo de regressão múltipla que explicou 74,3% da variação da quantidade de RU, com base em dados municipais. Os autores comentam que, embora estejam a ser desenvolvidos vários modelos para explicar as influências na quantidade e composição dos RU, existem diferentes definições para as variáveis dependentes, bem como diferentes quantidades e tipos de variáveis independentes, pelo que não existe a possibilidade de os comparar. Neste artigo, para o modelo desenvolvido, a variável dependente foi a "quantidade *per capita* de recolha de resíduos urbanos", incluindo os seguintes fluxos de resíduos recolhidos seletivamente:

- 31% de resíduos indiferenciados
- 15% de resíduos volumosos
- 9% de biorresíduos
- 23% de resíduos de papel e cartão
- 7% de embalagens leves
- 2% de embalagens metálicas
- 2% de resíduos de vidro
- 2% de outros recicláveis
- 2% de REEE
- 1% de resíduos perigosos

Quanto às variáveis independente, “a base de dados foi constituída por 109 indicadores relativos a fatores de influência demográfica, econômica e de estrutura regional, bem como por sete indicadores relativos a medidas de gestão de resíduos”. Foram utilizados os coeficientes de correlação do teste de Spearman, uma vez que a maioria das variáveis não apresentava uma distribuição normal, tendo sido também transformadas em logaritmos antes de serem incluídas nos modelos de regressão. Os resultados do melhor modelo encontraram uma relação entre o tamanho do agregado familiar (como um indicador dos resíduos domésticos), aa receitas fiscais municipais *per capita* (como um indicador económico) e a percentagem de edifícios com sistema de aquecimento a combustíveis sólidos (como um indicador da “quantidade de resíduos que são queimados nos sistemas de aquecimento doméstico, e que por isso reduzem a quantidade de RU”), com a taxa de produção de resíduos dos municípios analisados. O modelo permitiu ainda estimar a quantidade de resíduos comerciais, embora utilizando pressupostos que deverão ser corrigidos, para além de fornecer “uma base pioneira para estimar a quantidade de RU queimados nos sistemas de aquecimento doméstico”.

Kumar & Samadder (2017), referem que os dados utilizados no modelo desenvolvido por Beigl et al. (2008), utilizam indicadores económicos que muitas vezes não estão disponíveis para os gestores de RU, e por isso propõem dois modelos baseados em parâmetros facilmente disponíveis e comparáveis, para isso consideram como variáveis dependente: (1) resíduos biodegradáveis; e (2) resíduos não biodegradáveis, e como variáveis independentes: (1) tamanho da habitação; (2) renda familiar total; (3) educação; (4) ocupação e; (5) combustível utilizado na cozinha. As escolhas das variáveis dependentes foram motivadas pela importância dos dados para a gestão eficiente dos resíduos urbanos e sua fácil compreensão, e para a escolha das variáveis independentes, optou-se por parâmetros socioeconómicos, apontados como maiores fatores de influência por outros estudos. Referem que a renda familiar é um indicador importante para “aferir se o proprietário do domicílio teria ou não condições de pagar a taxa cobrada pelo município para atividades relacionadas com a gestão de RU”. Os autores também utilizaram modelos de regressão linear múltipla, por ser uma abordagem mais madura que outras, explicam que para construir um modelo, o primeiro passo a fazer é “formular hipóteses sobre a forma da parte determinística do modelo. Neste estudo, a hipótese é que se espera que a quantidade de resíduos biodegradáveis e não biodegradáveis produzidos seja afetada pelas variáveis independentes selecionadas”. Depois de estimarem os coeficientes de regressão, verificaram que o tamanho da habitação foi o fator mais importante na previsão da taxa de produção de resíduos biodegradáveis e não biodegradáveis, e que a ocupação e o combustível utilizado para cozinhar tiveram um impacto significativo na taxa de produção de resíduos não biodegradáveis.

No Tennessee, EUA, Painter et al. (2011), realizaram um estudo piloto para demonstrar uma metodologia de análise estatística, a ser utilizada em uma nova metodologia de composição de RU de Tennessee, na qual se baseou num rastreamento simultâneo da média, média aparada e mediana da amostra analisada, os autores afirmam que:

> A amostragem foi encerrada para uma categoria específica de resíduos com base na observação da escala de melhoria incremental em intervalos de confiança de 90% para a média e a mediana. Esta abordagem foi adotada para aproveitar a robustez da

> eficiência da média para categorias de resíduos com distribuição quase normal e a robustez da validade da mediana para categorias com distribuição não normal.

Por outras palavras, a média aparada é uma "mistura" da qualidade das medidas de tendência central: média e mediana. Os autores afirmam que este tipo de abordagem é mais robusto, na medida em que permite obter precisão estatística mesmo para categorias de resíduos menos comuns entre os resíduos urbanos, quando para estes tipos de resíduos o número de amostras necessário para um determinado nível de confiança estatística é muitas vezes inviável do ponto de vista técnico e económico. Neste estudo, a triagem manual foi realizada com o máximo de rigor até que restasse apenas uma pequena quantidade de resíduos finos homogéneos, os baldes de triagem dos resíduos eram "abertos", permitindo ao supervisor da equipa ver os resíduos a todo o momento, bem como verificar o grau de pureza de cada categoria antes da pesagem. A metodologia de análise estatística foi então realizada para as categorias de papel, metal e vidro, cujos resultados demonstraram facilitar as decisões de engenharia de campo através de uma análise interativa em tempo real dos parâmetros de tendência central e servindo de estimador intermediário. Os autores concluem que "a convergência dos três estimadores para dados quase normais e a relação intermediária da média aparada com a média e a mediana proporcionaram uma excelente orientação no terreno relativamente ao compromisso entre precisão e custo de amostragem".

Os próximos cinco artigos a serem comentados foram citados pelo artigo dinamarquês de Edjabou et al. (2018), que dentre os 25 AC compilados e comentados no início deste capítulo, foi o que mais se dedicou às análises estatísticas como dados composicionais. Ele faz referência ao artigo espanhol de Pawlowsky-Glahn & Egozcue (2015), que publicou uma revisão histórica da análise espacial de dados composicionais. Explicam que Aitchison (1980) iniciou o desenvolvimento da análise de dados composicionais (CoDa), que ficou conhecida como a "abordagem da razão logarítmica", e em 1984, a autora Pawlowsk, Vera, reconheceu pela primeva vez um problema nos dados de "covariância espacial espúria", afirmando que esta é gerada pelo fato de "os dados composicionais serem analisados como dados reais, com a habitual geometria euclidiana", e em 1986, Aitchison introduziu a abordagem da razão logarítmica aditiva (alr), sendo os anos 2000 uma década importante para as descobertas de dados composicionais, dividida em dois pontos:

1. A estrutura espacial euclidiana do simplex foi denominada geometria de Aitchison por Pawlowsky-Glahn, V., Egozcue, JJ, em 2001
2. Os dados composicionais já não são concebidos como vetores restritos a uma soma constante, mas como classes de equivalência de vetores proporcionais com componentes positivos

No artigo de Egozcue et al. (2003), com a presença da autora Pawlowsk, Vera, exploram em profundidade a visão de Jonh Aitchison sobre as transformações aditiva-logratio (alr) e centrada-logratio (clr), bem como a distância apropriada no simplex. Os autores relatam as limitações destas transformações, associadas aos conceitos de ortogonalidade, e introduzem uma nova família de transformação de logratio do simplex para superar estas limitações, designada por isométrico (ilr), afirmando que "uma vez que uma base ortonormal é selecionada, os dados

composicionais podem ser transformados em ilr, ou seja, representados pelas suas coordenadas, e depois analisados como um conjunto de dados multivariados normalizados no espaço real". Pawlowsky-Glahn & Egozcue (2015) afirmam que cabe ao investigador escolher a transformação mais adequada, mas reconhecem que se deve evitar a transformação "alr" e utilizar apenas a "ilr", ou "ter em conta a natureza enviesada e utilizar transformações de matriz apropriadas para obter resultados consistentes".

No âmbito do 6º *worshop* internacional sobre análise de dados composicionais, realizado em Espanha, os autores Edjabou et al. (2015b), apresentaram um artigo que analisa o desperdício alimentar na Dinamarca, como referido na seção 2.2.2.2. no critério padrões estatísticos, os autores concluem que "a análise de razão logarítmica é uma ferramenta poderosa para avaliar de forma consistente a correlação e variação entre as frações de resíduos alimentares". Edjabou et al. (2017), um artigo realizado em parceria entre Espanha e Dinamarca, reforça o fato de os dados composicionais serem relativos, ligando as categorias entre si, e que devido a esta restrição de soma constante, a sua "interpretação e análise requerem métodos estatísticos para além da estatística clássica que só são adequados para dados sem restrições, como valores absolutos". Os autores alertam para a importância de ter em conta a estrutura dos dados composicionais, uma vez que esta é ignorada na maioria dos estudos de composição física dos resíduos urbanos, incluindo a metodologia da CE (2004), explicam ainda que os dados composicionais são considerados um conjunto fechado de dados "devido ao espaço amostral limitado (de 0 a 100, ou seja, percentagens)" e sublinham o problema das proporções negativas enviesadas. Depois de fazerem comparações entre a análise estatística clássica e a análise CoDa, concluem que, em geral, os valores da média aritmética, do desvio padrão e do coeficiente de correlação utilizados pela maioria dos estudos de dados ambientais são questionáveis "devido aos problemas duplos da não normalidade e da restrição da soma constante" que podem conduzir a resultados enviesados. Por conseguinte, instam "os profissionais e investigadores no domínio da gestão dos resíduos sólidos a abordar adequadamente o problema da restrição de soma constante ao analisarem dados sobre a composição dos resíduos sólidos".

O artigo entre a Áustria e a República Checa (Templ et al., 2011), apresentaram um *software* estatístico robusto para contribuir com as análises de dados composicionais, designado por *robCompositions*, com linguagem de programação livre e aberta do pacote R (Core Team 2010). Os autores referem que "todos os conjuntos de dados de Aitchison (1986) sobre dados composicionais estão disponíveis no pacote *Compositions",* além da transformação isométrica de logratio (ilr) – referem ser suficiente para análises robustas de dados composicionais.

Em 2017, foi realizado um artigo na Dinamarca para demonstrar a importância da composição físico-química dos resíduos urbanos para a avaliação do seu ciclo de vida (ACV) das soluções de gestão de resíduos. Os autores Bisinella et al. (2017) afirmam que "a composição dos resíduos – e os dados que a representam – desempenha um papel importante nas avaliações ambientais das soluções de resíduos, bem como na sustentabilidade da transformação da produção linear em ciclos de materiais". No entanto, até então a importância dos dados da composição dos resíduos nos modelos de ACV não havia sido quantificada, afirmam que a maioria dos estudos são baseados em dados secundários. Assim, o artigo quantifica a influência e a incerteza nos resultados da ACV associada à seleção de dados de composição de resíduos

urbanos indiferenciados através de três modelos. A ACV foi modelada no *software* EASETECH com 405 propriedades físico-químicas individuais comparadas com 345 parâmetros tecnológicos. Os resultados revelaram que "a composição dos resíduos contribuiu para 48% dos resultados e para 83% da incerteza dos resultados", sendo a falta de uma metodologia padronizada internacionalmente apontadas como uma das fontes de incerteza, além de destacarem os artigos de Edjabou et al. (2015) e Edjabou et al. (2015b) referindo que:

> Os dados sobre a composição dos resíduos representam uma hierarquia de informação relativa, e estes dados podem ser caracterizados como "dados fechados". No futuro, as estatísticas descritivas sobre dados de uma hierarquia superior à físico-química devem ser analisadas no âmbito de uma estrutura de análise de dados composicionais.

2.2.3. Metodologia nacional de 5 países europeus para a quantificação e caraterização dos resíduos urbanos

Esta seção analisará 5 metodologias nacionais de países europeus:

1. **Suécia** - Manual de análise de recolha de resíduos domésticos em contentores e sacos - *Avfall Sverige* (2013)
2. **Finlândia** - Guia para estudos de composição de resíduos indiferenciados - *JLY* Jätelaitosyhdistys (2017)
3. **Espanha** – Guia metodológico: Preparação de estudos de composição de resíduos - *Ecoembes* (2020)
4. **Escócia** – Manual de orientações sobre a metodologia de análise da composição dos resíduos - *Zero Waste Scotland* (Williams al. et., 2021)
5. **Grécia** – Relatório de análise da composição dos resíduos na Grécia e propostas de alteração do JMD114218/1997 - *Eunomia Research & Consulting* (2021)

Cada uma delas será comentada com base nos 5 grupos de critérios para avaliação de uma metodologia de caracterização física de resíduos urbanos, tal como compilados no Anexo V.

1. Suécia - Manual de análise de recolha de resíduos domésticos em contentores e sacos - *Avfall Sverige* (2013)

De acordo com o relatório sueco sobre a gestão de resíduos de 2021, a "Avfall Sverige é a associação profissional dos municípios no domínio da gestão e reciclagem de resíduos. Os membros da Avfall Sverige asseguram que os resíduos são recolhidos e reciclados em todos os municípios suecos", o manual em questão, de 2013, comenta que são o maior movimento ambientalista da Suécia. Este manual revê a metodologia de caracterização de resíduos domésticos desenvolvida anteriormente (RVF, 2005:19), que foi elaborada com base nas

metodologias: nórdica (Nordtest, 1995) e europeia (CE, 2004), bem como em experiências e opiniões suecas que surgiram durante um mapeamento nacional de resíduos realizado em 2011.

O manual contém 6 capítulos principais: (1) planeamento; (2) estudo de viabilidade; (3) recolha das amostras; (4) subdivisão das amostras; (5) classificação; e (6) avaliação. Para além de 10 anexos com instruções, modelos e exemplos para a realização das várias etapas. Cada capítulo apresenta várias recomendações, sendo as principais resumidas no início de cada capítulo, assim como ilustrações para facilitar a compreensão, o manual contém um total de 60 páginas.

Os resíduos domésticos são os resíduos alvos do manual sueco, separados entre os seguintes fluxos: resíduos combustíveis indiferenciados, resíduos combustíveis seletivos e resíduos alimentares. No capítulo de planeamento, o manual afirma que existe a possibilidade de diferentes objetivos para a realização de um estudo de caracterização de RU, alguns dos quais podem ser:

- avaliação dos sistemas de recolha;
- controlo de qualidade dos resíduos recolhidos para reciclagem (para determinar o grau de pureza e o tipo de impurezas dos resíduos separados na fonte);
- avaliação da responsabilidade do produtor;
- introdução ou verificação do efeito de medidas de controlo;
- comparações regionais, nacionais ou internacionais;
- planeamento da recolha e do transporte (por exemplo, dimensão dos contentores, capacidade dos veículos);
- planeamento e dimensionamento de sistemas de reciclagem e eliminação de resíduos;
- monitorização das metas ambientais ou das metas do plano de resíduos;
- avaliar anualmente várias medidas implementadas na gestão de resíduos;
- acompanhamento do comportamento das famílias em relação à separação na fonte;
- acompanhamento das oportunidades de prevenção de resíduos, por exemplo, com base no teor dos resíduos alimentares e dos têxteis reutilizáveis;
- monitorizar o funcionamento de uma instalação de triagem ótica, produzindo dados para calcular a quantidade de material solto na correia transportadora, determinar a composição dos resíduos e calcular a taxa de erros de classificação durante a leitura ótica;
- produzir informação que possam ser utilizadas na informação do município aos agregados familiares;
- produzir dados para vários projetos.

Refere ser importante decidir sobre os objetivos do estudo, uma vez que estes definirão as decisões metodológicas seguintes.

Estratificação

A primeira recomendação do capítulo 2 é documentar de forma detalhada os fatos sobre a área de investigação, tais como “número de habitantes, número de habitações, tipologia habitacional, número de habitantes em casas ou apartamentos, variações sazonais, estrutura etária da

população, níveis de rendimento e outros aspetos de interesse, dependendo do objetivo", a partir dessas informações deve-se determinar a estratificação da área de investigação.

No que respeita às variações sazonais, recomenda-se que se evitem as épocas festivas e de férias, a menos que seja esse o objetivo do estudo; os meses de março, outubro e novembro são meses adequados para a Suécia, evitando as estações do verão (devido à maior propensão dos vermes nos resíduos) e do inverno (devido ao congelamento dos resíduos). Para a divisão das áreas em subáreas (estratos), recomenda-se que se tenha em conta as diferentes tipologias habitacionais (casas ou apartamentos), bem como os diferentes sistemas de recolha. Após a escolha dos estratos, deve ser selecionada uma rota de recolha regular e representativa em relação às características do estrato. Consideram importante que a amostra principal seja designada de acordo com o exemplo: Centro | Apartamento | Resíduos alimentares.

A Figura 25 abaixo representa os tópicos abordados neste capítulo:

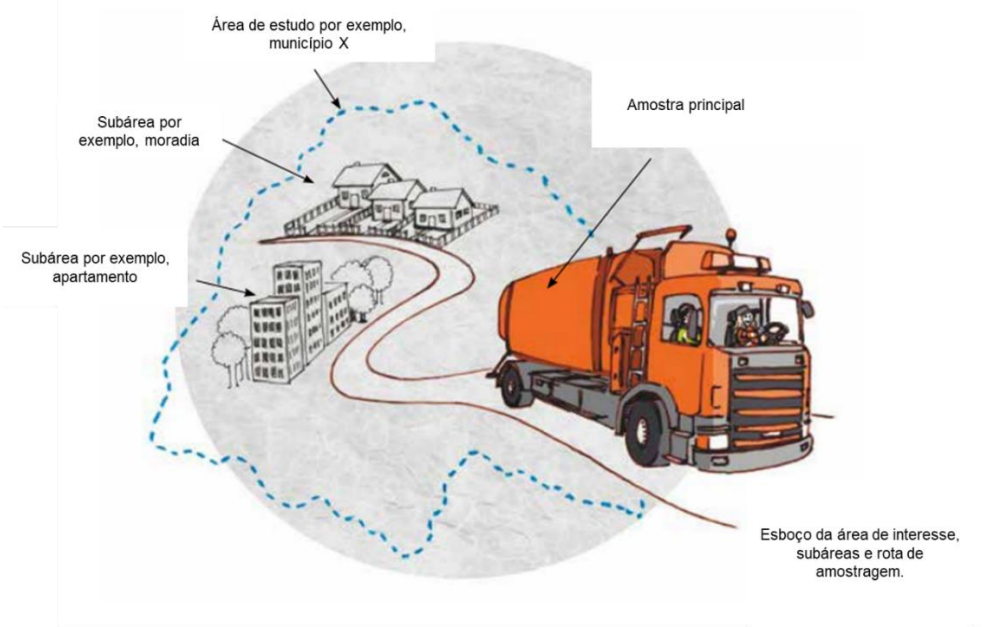


Figura 25: Esquema da estratificação da metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013).

Amostragem

Com base na experiência, o manual recomenda a recolha de cerca de "200 habitações com recolha quinzenal ou cerca de 500 habitações com recolha semanal", calculando rotas que encham um veículo com o mínimo de compactação possível. Rotas de recolha regulares para a amostra inicial.

Para garantir que todos os registos são realizados corretamente, recomenda-se que uma equipa de apoio acompanhe a equipa de recolha. As amostras devem ser protegidas de influências

externas, pelo que o local deve ser bem-preparado com uma superfície limpa e dura (ou eventualmente sobre uma lona).

A amostra inicial deve ser pesada e identificada pelo nome atribuído ao seu estrato, e devem "garantir que os resíduos não sejam expostos a intempéries ou pragas, que não sejam adicionados a outros resíduos e que sejam mantidos separados de quaisquer outras amostras de origem recolhidas".

Para a divisão da amostra inicial, recomenda-se que os sacos plásticos sejam esvaziados para misturar bem os resíduos e dispô-los de acordo com a Figura 26, de forma plana e alongada para a divisão da amostra inicial, após isso deve-se "colher subamostras em posições aleatórias, mas uniformemente distribuídas", recolher 5 subamostras de 100 kg e armazenar cada subamostra em um contentor de 660 litros. Para evitar erros neste procedimento, o manual recomenda que "cada subamostra contenha resíduos desde a parte inferior até à parte superior da seção transversal do fio. Qualquer resíduo solto que caia do balde deve ser recolhido e adicionado à amostra. A fração fina deve ser varrida e adicionada à amostra", e a triagem deve ser realizada o mais tardar no dia seguinte deste procedimento.

Figura 26: Esquema da divisão de amostra da metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013).

Classificação de categorias

O capítulo 5 recomendará que a triagem seja efetuada num mínimo de 21 categorias e que toda a equipa de caracterização receba formação antes da triagem. Deve ser utilizada a mesma balança para pesar todas as subamostras, calibrada com uma precisão de pelo menos 0,1 kg e, para categorias em escala pequenas, deve-se utilizar uma balança digital com uma precisão de 1-5 gramas.

As recomendações para a fase da triagem são as seguintes:

- os sacos com agulhas não devem ser abertos, mas classificados como resíduos perigosos. Quaisquer objetos cortantes ou materiais tóxicos devem ser identificados e separados em uma fase inicial para reduzir o risco de acidentes;
- se forem encontradas armas ou munições nos resíduos, a triagem deve ser interrompida e a polícia deve ser contatada;
- quantidades maiores do mesmo material, por exemplo cinzas, borras de café ou areia para gatos, não devem ser espalhadas sobre a mesa, mas sim separadas previamente e colocadas diretamente nos respetivos baldes para facilitar a triagem;
- para que a triagem ocorra com eficiência, é conveniente garantir que haja sempre resíduos em cima da mesa;
- as embalagens de materiais mistos devem, sempre que possível, ser desmontadas e as diferentes partes separadas. Exemplos disso são a remoção de tampas e rolhas de garrafas e latas. Se os materiais misturados não puderem ser facilmente separados, a embalagem é classificada de acordo com o tipo de material dominante;
- as embalagens de alimentos que contêm restos alimentares devem ser esvaziadas do seu conteúdo. O conteúdo deve ser classificado como desperdício alimentar. As embalagens vazias devem ser classificadas como embalagens de acordo com o tipo de material;
- se a análise de resíduos alimentares for um objetivo da análise da recolha, pode ser interessante notar a importância das embalagens de alimentos cheias ou fechadas;
- todos os pequenos objetos devem ser recolhidos e separados, tais como beatas, embalagens de rebuçados, clipes e tampas de garrafas;
- as embalagens que contenham resíduos líquidos que possam constituir resíduos perigosos não devem ser abertas. A embalagem, incluindo o conteúdo, é classificada como resíduo perigoso;
- após a triagem, os resíduos perigosos e os resíduos elétricos devem ser mantidos separados de outras categorias para serem enviados para tratamento separado;
- deve ser considerada a melhor forma de eliminar os resíduos após a triagem.

O anexo 1 da presente metodologia apresenta uma proposta de catálogo de triagem com 2 níveis, com as respetivas descrições e exemplos de resíduos. Todos os resíduos que são da responsabilidade do produtor estão assinalados com um asterisco. A subcategoria “outros plásticos” corresponde aos resíduos que não são embalagens (ou seja, não são de responsabilidade do produtor), por exemplo: discos e caixas de CD, vaso de flores se o vaso acompanhar a vida da planta, vela de sepultura, cápsula de café expresso etc, as palhinhas de plástico são consideradas como uma embalagem de serviço. Há uma categoria no nível I para “resíduos perigosos (excluindo REEE)” e outra para “REEE”, perigosos ou não. Há também uma categoria “outros” para todos os resíduos que não se enquadram em nenhuma outra categoria. Embora a manual comente a importância de incluir os resíduos finos na amostra a ser caracterizada e a utilização de balanças eletrónicas para detetar pesos pequenos, não especifica uma categoria ou orientação para a sua classificação.

É proposta uma disposição dos baldes de triagem em torno da mesa de triagem, com mostra a Figura 28, a orientação é para que:

Os recipientes de triagem devem ser colocados de modo que as categorias mais comuns sejam as mais fáceis de alcançar pelo pessoal da mesa de triagem. Quatro pessoas devem poder trabalhar na mesa de triagem sem se atrapalharem umas às outras. O local e a forma como os sinais devem ser colocados devem ser pensados.

A Figura 27 abaixo ilustra esta recomendação:

Figura 27: Esquema dos sinais nos baldes para triagem da metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013).

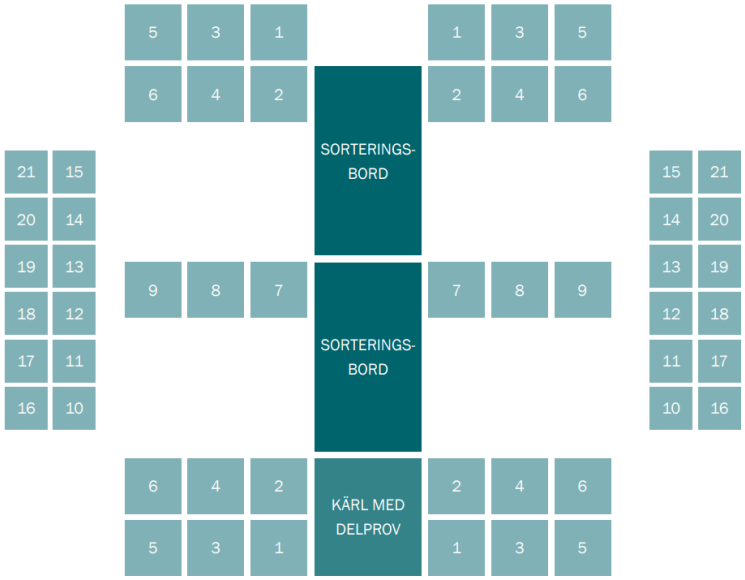


Figura 28: Esquema da disposição dos baldes para triagem da metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013).

Análise estatística

As principais recomendações do manual para este critério são as seguintes:

- os resultados devem mostrar não só a composição dos resíduos em %, mas também a taxa de produção de resíduos em kg/habitação e por semana;
- fazer a correção da humidade e da sujidade, se necessário, para efeitos das análises de recolha;
- redigir um relatório que inclua toda a documentação, principais conclusões e a discussão das fontes de erro.

Relatam que os fatores de correção de humidade e da sujidade para corrigir o peso de um resíduo foram desenvolvidos na metodologia anterior a esta (RVF, 2005:19), no entanto, é necessário desenvolvê-los para as categorias que não os têm, "a quantidade de humidade e sujidade que se fixa nas embalagens e nos jornais depende em grande medida da quantidade de resíduos alimentares que os resíduos contêm".

O anexo 3 desta metodologia apresenta um modelo *Excel* para o cálculo dos valores médios, desvio padrão e percentagem dos resultados das várias subamostras. Referem que:

> Se os resultados da análise da recolha forem avaliados apenas com base em índices baseados na composição percentual dos resíduos, corre-se o risco de as conclusões sobre o sistema de recolha ou a eficácia da separação na fonte serem pouco claras

> ou mesmo incorretas, uma vez que uma alteração na proporção de um determinado componente dos resíduos afeta a proporção de outros componentes dos resíduos.

E que se um resultado diferir significativamente dos outros, a subamostra deve ser excluída e, para a apresentação dos resultados, recomenda-se a utilização de gráficos circulares e de barras para ilustrar os resultados e vários índices.

O manual indica que, para o cálculo da taxa de produção de resíduos domésticos, são necessários dados sobre o peso da amostra inicial, o número de dias de recolha e o número de habitações dos quais foram recolhidas as amostras, ou seja:

> Para combinar os resultados de diferentes subáreas de um município em um resultado que reflita todo o município, o valor médio de cada subárea deve ser ponderado em relação à proporção da população que a área representa. A ponderação dos resultados das diferentes subáreas é, portanto, normalmente efetuada através do cálculo de uma média ponderada em relação ao número de habitações em cada subárea.

O manual propõe uma estrutura geral para apresentação do relatório final, com uma discussão de possíveis erros (mesmo o manual sendo seguido) e o que foi feito para minimizar o seu impacto.

Adicionais

Salientam a importância de ter uma equipa bem formada “incluindo os aspetos do ambiente de trabalho, estar consciente do seu papel no projeto e trabalhar de forma cuidadosa”, bem como ter as vacinas em dia e não ser sensível ou alérgico a odores e poeiras. O chefe de equipa deve tomar as medidas de proteção adequadas e, para tal, deve conhecer os “regulamentos sobre o ambiente de trabalho relativos aos riscos microbiológicos do ambiente de trabalho - infeção, exposição a toxinas, hipersensibilidade”, assim como ser responsável por “assegurar que são fornecidos refrescos em abundância numa área separada. Antes de consumir bebidas, as mãos e o rosto devem ser lavados e/ou desinfetados”.

Para as condições gerais de execução do trabalho indicam que “as instalações devem ser suficientemente amplas e dispor de boa ventilação, iluminação, aquecimento e acesso a eletricidade e água”.

Deve ser fornecido à equipa:

- 1 embalagem de gel de banho antibacteriano para mãos e rosto;
- 1 estojo de primeiros socorros;
- equipamento de proteção individual, como luvas que protegem contragolpes e cortes, sapatos com pontas de aço, óculos de segurança e filtros de proteção respiratória – conforme mostra a Figura 29 abaixo:

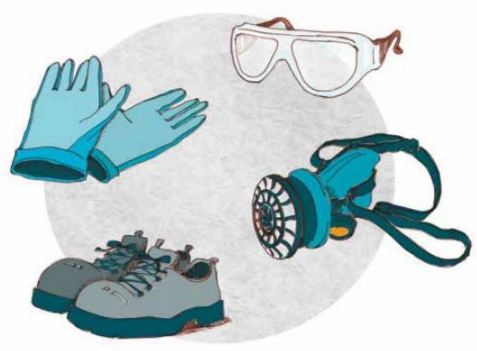


Figura 29: EPIs exigidos pela metodologia sueca (Avfall Sverige, 2013).

E, entre os materiais utilizados estão:

- balanças com precisão adequada
- mesas de triagem com altura adequada
- baldes e os sinais para diferentes categorias de resíduos, “uma sinalização clara facilita muito a triagem, pelo que a sua realização é, portanto, uma parte importante do planeamento”

Para o final do turno, o manual recomenda que “as superfícies e o equipamento devem ser limpos e todo o vestuário descartável deverá ser colocado num saco de plástico num contentor de resíduos. O vestuário de trabalho normal deve ser lavado a temperatura suficiente para eliminar todos os microrganismos”.

O anexo 7 orienta o cálculo dos diferentes custos ao longo da metodologia sueca.

2. Finlândia - Guia para estudos de composição de resíduos mistos - JLY Jätelaitosyhdistys (2017)

O guia finlandês de 2017 é a segunda versão, tendo a primeira sido produzida em 2014 em conjunto com o trabalho de tese do autor Olli Sahimma, mesmo autor a participar nos dois artigos científicos finlandeses (2015 e 2016), analisados na seção 2.2.2.2. O guia baseia-se na metodologia nórdica (Nordtest, 1995), europeia (CE, 2004) e sueca (Avfall Sverige, 2013 e RVF 2005:19), assim como em normas como:

- CEN/TR 15310-3. 2006: Caracterização de resíduos - Amostragem de resíduos. Parte 3 - Diretrizes para amostragem de campo
- CEN/TR 15310-4. 2006: Parte 4 - Instruções para embalagem, armazenamento, preservação, transporte e entrega de amostras

O guia foi concebido para normalizar as metodologias que vêm sendo realizadas na Finlândia desde a década de 1980, de modo a que os resultados possam ser comparáveis entre si, “uma metodologia uniforme ajudará a fornecer dados de composição de alta qualidade e melhorar a comparabilidade de diferentes estudos.

O guia contém 58 páginas e está dividido em três partes. A primeira parte do guia trata do planeamento do estudo de composição dos resíduos alvos. A segunda parte trata da parte prática do estudo e do procedimento de amostragem. E a terceira parte centra-se na análise estatísticas dos resultados obtidos no terreno. As três partes resumem as principais recomendações em um quadro. Para além de 5 anexos que tratam dos seguintes assuntos:

1. Proposta de disposição do local de triagem
2. Guia de triagem para estudos de composição de resíduos indiferenciados: apresenta instruções para diferentes situações na etapa da triagem e exemplifica os tipos de resíduos para cada subcategoria do catálogo de triagem
3. Características dos tipos de distribuição: cada subcategoria de resíduos foi identificada caso fosse biodegradável (B), sujeito à responsabilidade do produtor (T), combustível (P), perigoso (V)
4. Equipamentos e ferramentas para a análise da composição: EPI, materiais e ferramentas para amostragem e a triagem das categorias
5. Guia de amostragem para a caraterização de resíduos indiferenciados no contexto de um estudo de composição: considerações a ter em conta antes da amostragem, no início da amostragem, durante a amostragem e após a amostragem

O guia recomenda a definição de objetivo do estudo através da resposta a três perguntas:

1. O que será investigado?
2. Onde será investigado?
3. Quando, como e por que será investigado?

O guia indica que o objetivo do estudo determinará a área que a investigação destinará e o tipo de categorização de resíduos que será utilizado, o tempo e os custos necessários para realização do estudo. Os objetivos possíveis citados neste guia foram:

- o efeito dos sistemas de recolha seletiva na composição dos resíduos indiferenciados
- comparação de resíduos provenientes de diferentes tipos de propriedades residenciais ou de outros produtores;
- determinação da taxa de reciclagem;
- percentagem de material reciclável em resíduos indiferenciados;
- percentagem de material combustível em resíduos indiferenciados;
- as percentagens de embalagens e outros tipos de resíduos abrangidos pela responsabilidade do produtor nos resíduos indiferenciados;
- percentagem de resíduos perigosos nos resíduos indiferenciados;
- alterações na composição dos resíduos indiferenciados;
- planeamento da recolha e do transporte;
- acompanhamento da implementação das metas de gestão de resíduos;

- desenvolver informação e campanhas dirigidas aos agregados familiares.

Estratificação

Para permitir comparações, recomendam que a área de estudo seja descrita o mais pormenorizadamente possível e, devido aos vários fatores que influenciam a composição dos resíduos indiferenciados (tais como, fatores temporais, locais e socioeconómicos), referem ser útil determinar, no momento do planeamento:

- número de habitantes
- número de habitações
- tipologia habitacional
- instalações de triagem
- possíveis fatores que afetam a variação temporal
- estrutura etária da população
- níveis de rendimento e outros possíveis fatores significativos em termos dos objetivos da pesquisa

O guia afirma que a escolha do tipo de amostragem é um dos passos mais importantes em um estudo de composição de resíduos urbanos, a fim de obter amostras representativas, devido à sua elevada heterogeneidade, pelo que recomendam o tipo de amostragem estratificada, porque ao dividir a população de resíduos indiferenciados em estratos, a população se tornará mais homogénea, "a fiabilidade dos dados é melhorada, a quantidade necessária de amostras é reduzida e obtém-se mais informações". Assim, devem ser escolhidos os estratos mais homogéneos, as amostras devem ser recolhidas por estrato e, tendo em conta os custos e a qualidade dos resultados, recomendam um total de até 5 estratos. A Figura 30 representa esta ideia: "as unidades do grupo de pesquisa são unidas por uma característica comum. Depois disso, cada grupo de pesquisa (estrato) escolherá suas próprias amostras por amostragem aleatória".

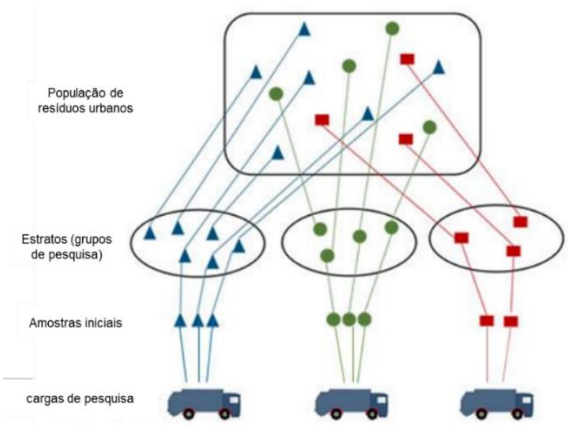


Figura 30: Esquema da estratificação da metodologia finlandesa (JLY Jätelaitosyhdistys, 2017).

Os fatores de influência mencionados como os mais utilizados em estudos de composição de resíduos indiferenciados são:

- origem do resíduo: domésticos, comerciais, escolas, hospitais etc;
- zona de origem: centro da cidade, aglomeração, área pouco povoada;
- sistema de recolha: os dados podem ser divididos, por exemplo, de acordo com as possibilidades de classificação específicas da propriedade;
- tipologia habitacional: prédios de apartamentos e casas isoladas;
- sazonalidade: idealmente, as pesquisas deveriam ser efetuadas em quatro estações; na primavera e no outono, a proporção de resíduos de jardim nos resíduos não indiferenciados é mais elevada do que nas outras estações.

A fim de assegurar a obtenção de dados fiáveis, recomendam também que:

- devem ser evitados períodos de férias ou outras situações que possam ter um efeito significativo na composição dos resíduos a estudar;
- as amostras devem ser recolhidas em um dia normal de recolha, com a ajuda de um funcionário experiente, “que registrará a quantidade de contentores, o nível de enchimento e a correspondência dos conteúdos durante a recolha, e verificará se não existe qualquer atividade na propriedade que não faça parte do estrato”;
- as amostras devem conter, pelo menos, uma semana de resíduos, devido à diferença de resíduos durante a semana e fins de semana;
- um dos estratos deve ser de diferentes produtores de resíduos. Afirmam que, “a qualidade das cargas de pesquisa recolhidas a partir das amostras pode ser melhorada dividindo o material de acordo com o produtor de resíduos. Por exemplo, os resíduos indiferenciados produzidos por escolas, hospitais ou comércios diferem consideravelmente dos resíduos indiferenciados produzidos pelos agregados familiares”;
- é importante conhecer o número de habitantes das propriedades selecionadas para o estudo, de modo a obter resultados em quilos por habitantes.

Amostragem

As recomendações da metodologia finlandesa para esta etapa são as seguintes:

- na semana da campanha, a chegada das amostras ao local da triagem deve ser planeada em um ritmo adequado;
- o local da triagem deve ser um espaço coberto, bem ventilado, bem iluminado, com eletricidade e, de preferência, perto da casa de banho e da copa;
- com base na experiência e na análise estatística, o ideal seria examinar 35 amostras de resíduos domésticos indiferenciados, mas como a população de resíduos é estratificada, recomenda-se examinar pelo menos seis amostras por estrato (30 amostras), se o

objetivo for obter informações sobre categorias como o metal ou os têxteis, “o número de amostras deve ser aumentado para obter informações estatisticamente fiáveis”;

- o número de amostras deve ser proporcional à dimensão dos estratos. Por exemplo, “se a maioria dos habitantes da área vive em prédios de apartamentos, serão retiradas mais amostras das cargas de pesquisa recolhidas nos prédios de apartamentos”;
- recolhe resíduos de 100 a 200 habitações, durante uma semana, totalizando um peso de inicial de amostra de aproximadamente 1 a 2,5 toneladas;
- a unidade da amostra recomendada é de 100 kg, o que corresponde a um contentor de 600 litros; a unidade da amostra suficiente é também afetada pelo número de categorias a triar, “a experiência mostra que a triagem de 100 kg de resíduos em 20 a 30 categorias demora cerca de 8 horas-homem”;
- a caracterização dever ser realizada no mesmo dia da recolha, ou o mais tardar no dia seguinte, a fim de evitar flutuações de peso causadas por mudanças no teor de humidade;
- se a unidade da amostra acabar por ter sacos de resíduos de um tipo de produtor claramente diferente daquele que o estudo pretende descobrir, então o saco de resíduos deve ser retirado da amostra, pesado e substituído aleatoriamente por um outo saco de resíduos com o mesmo peso;
- antes de caracterizar a unidade amostral, recomenda-se a remoção dos objetos volumosos da pilha, que serão pesados e sua proporção será adicionada à amostra classificada manualmente por cálculos - como exemplificado na seção 2.2.2.2, no critério “preparação da amostra”. O guia disponibiliza uma ferramenta *Excel* que faz esse cálculo automaticamente.

A Figura 31 mostra as etapas da divisão da amostra inicial que é comentada com mais detalhes a seguir:

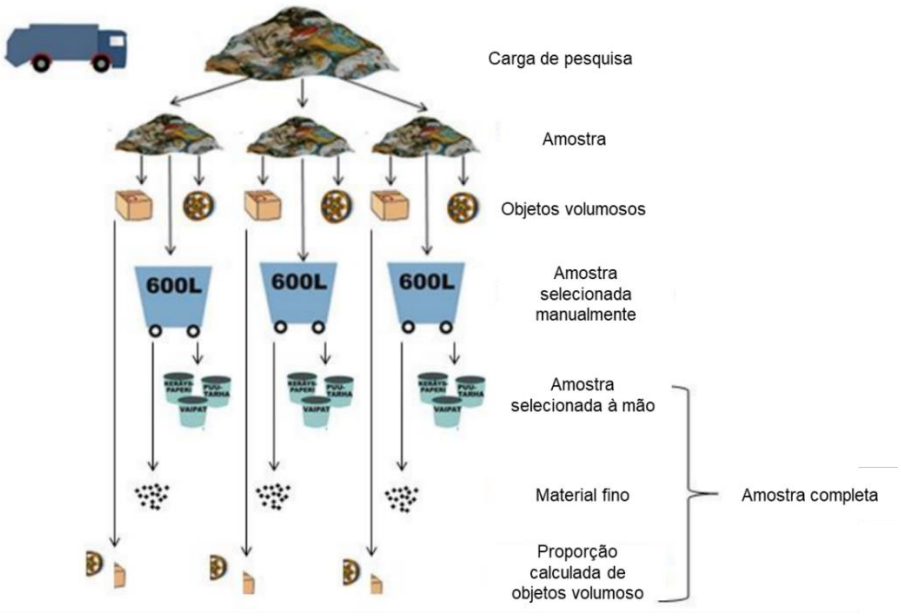


Figura 31: Esquema da divisão de amostra da metodologia finlandesa (JLY Jätelaitosyhdistys, 2017).

Quando o veículo de recolha chegar à instalação, será pesado para que o seu peso possa ser deduzido antes da recolha das amostras, de modo a determinar o peso da amostra inicial. Depois disso, a amostra será descarregada numa superfície dura e limpa e será identificada (numerada). Para obter a unidade da amostra, é necessário que:

- a amostra inicial seja misturada por algum equipamento, tendo o cuidado de não os esmagar;
- os resíduos sejam espalhados em pilha alongadas de amostras;
- a amostra inicial deve ser dividida em diferentes pilhas de amostras, “as pilhas de amostra são tratadas separadamente umas das outras. As pilhas de amostras também devem ser numeradas”;
- as pilhas de amostras sejam analisadas para ver se há resíduos volumosos e pesados. “Resíduos grandes e pesados são retirados da pilha e colocados próximos à pilha de amostra em pilhas de acordo com a distribuição do material”;
- os sacos de resíduos devem ser abertos, exceto se os sacos de resíduos estiverem cheios de um único tipo de resíduos, “por exemplo, biorresíduos, o saco inteiro pode ser transferido para uma pilha de acordo com o material”. Os sacos devem ser abertos cuidadosamente com uma faca;
- uma amostra de 100 kg é retirada de diferentes partes da pilha com uma pá, “ao escavar, deve-se ter em atenção o fato de o material fino também estar incluído”;
- a unidade da amostra deve ser armazenada em um contentor e este deve ser etiquetado com a numeração da amostra inicial, “a rotulagem é mais fácil se tiverem sido feitas etiquetas prontas para as amostras. A amostra é pesada e o peso exato da amostra é

registado na etiqueta. Desta forma, após a triagem manual, é possível verificar se o peso das amostras triadas corresponde aproximadamente ao peso da amostra inteira".

Uma vez feito isso, os resíduos volumosos são todos pesados, sendo interpretados nesta metodologia como "objetos maiores do que um saco de resíduo normal e objetos particularmente pesados, como ferros". Em seguida, a unidade da amostra de 100 kg é triada manualmente e os resíduos que permanecem na mesa de triagem ou debaixo de uma peneira são pesados e o seu peso é adicionado às diferentes categorias com base na observação visual. Por fim, todas as categorias devem ser pesadas e registadas diretamente na ferramenta *Excel* disponibilizada*, "a* ferramenta *Excel* facilita a adição manual dos resíduos finos e da proporção calculada de resíduos volumosos às amostras triadas manualmente". A amostra deve ser eliminada corretamente, especialmente os resíduos perigosos. Todos os procedimentos devem ser fotografados.

Classificação de categorias

Relativamente à classificação analisada no artigo científico finlandês dos autores Liikanen, et al. (2016) – seção 2.2.2.2, a única diferença em relação a esta metodologia está no 2º e 3º nível associados à categoria de "papel"; no nível II foi introduzida uma subcategoria para o "lenço de papel" e no nível III foram unificadas duas subcategorias como apenas "outros papéis", conforme identificado no Anexo VIII da presente dissertação. Cada categoria do catálogo de triagem tem uma orientação para a sua classificação correta. Devem ser utilizados níveis de classificação mais pormenorizados, de acordo com os objetivos do estudo, incluindo outras subcategorias, se necessário. Afirmam que é preferível escolher as categorias com precisão, uma vez que a quantidade de categorias "na prática, não aumenta significativamente os custos da pesquisa". O catálogo foi desenvolvido para responder facilmente se os resíduos são: biodegradáveis, embalagens, sujeito à responsabilidade do produtor, combustíveis e perigosos.

Em relação aos "resíduos finos", o guia aconselha que, para facilitar a sua classificação, se utilize uma peneira de 10 a 50 mm. Os "resíduos finos" devem ser separados com base na observação visual, no entanto, se não for possível identificá-los como biorresíduos ou papel, podem ser classificados nas categorias como: "outros combustíveis" e "outros não combustíveis".

O anexo 1 desta metodologia propõem uma disposição dos baldes de triagem em torno da mesa de triagem, bem como recomenda a identificação de cada balde. No anexo 2, além das orientações dadas para cada categoria do catálogo de triagem, são também abordados os princípios gerais de triagem, alguns dos quais são:

- os diferentes materiais devem ser separados uns dos outros tanto quanto possível durante a triagem. Se os materiais não puderem ser separados uns dos outros com um esforço moderado, os resíduos são classificados na categoria de acordo com o material principal;
- se a embalagem do alimento contiver impurezas que não possam ser removidas, este é classificado na categoria de acordo com a embalagem. As embalagens cheias de alimentos difíceis de separar, como as latas fechadas, são contabilizadas na categoria

de acordo com o conteúdo da embalagem, ou seja, resíduos de cozinha, quando o conteúdo da embalagem representa uma parte estimada do peso a granel dos alimentos;
- os ramos com menos de um pulso são classificados na categoria "ramos e galhos". As toras com uma espessura superior a esta são classificados na categoria "outras madeiras";
- as capas de chuva são classificadas como vestuário, as botas de borracha são classificadas como calçados;
- Os produtos químicos perigosos não são retirados das suas embalagens por razões de segurança no trabalho. Os medicamentos podem ser retirados das suas embalagens primárias (embalagens de cartão etc.), mas não de suas folhas perfuradas.

Análise estatística

O guia indica a utilização de uma “ferramenta *Excel* construída a partir da base de dados de composição mantida pela *Waste Management Association*, o que reduz os custos de processamento dos resultados”. O autor Olli Sahimma, também elaborou o “Guia rápido da ferramenta *Excel* para estudos de composição de resíduos mistos”, em 2014, contendo um *link* para *download* da ferramenta, e a explicação de forma clara e objetiva, o guia contém 15 páginas, tendo como capítulos principais: (i) inserção dos dados de estudo; (ii) visualização dos resultados, e; (iii) análise dos resultados. Este documento deve ser familiarizado pela equipa de caracterização e os resultados devem ser introduzidos diretamente no *Excel* durante o trabalho.

A ferramenta foi desenvolvida com o nível de confiança de 95%, “quando se calcula o intervalo de confiança, deve também selecionar-se o nível de confiança pretendido”. Calculará de forma automática a “média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação e intervalo de confiança relativo e absoluto”.

As recomendações para a apresentação dos resultados são as seguintes:

- os resultados devem ser ilustrados de forma a que mesmo as pessoas que não estão familiarizadas com a pesquisa possam entender os resultados. A análise estatística é uma boa forma de ilustrar a exatidão dos resultados;
- apresentar o intervalo de confiança por categoria, para que seja possível destacar a diferença na fiabilidade dos resultados para as diferentes categorias;
- devem ser indicadas as possíveis fontes de erro no estudo. É bom lembrar, por exemplo, que os materiais presentes nos resíduos indiferenciados, como papel e plástico, contêm outros materiais, como impurezas (por exemplo, restos de alimentos) e humidade. Na Finlândia, a percentagem de impurezas ou humidade no peso das categorias não foi investigada até agora. No entanto, é bom mencionar as impurezas no relatório final. Outras possíveis fontes de erro que devem ser analisadas no relatório incluem, por exemplo:
    - Variações locais e temporais na composição e quantidade de resíduos indiferenciados
    - Problemas de planeamento

- Problemas de amostragem
- Problemas de classificação
- Proporções de resíduos finos e volumosos

O guia também aborda a forma de redigir o relatório para apresentar os resultados e a forma de os comunicar.

Adicionais

O guia especifica que a equipa que realiza a caracterização dos resíduos deve dispor de EPI em boas condições antes de iniciar os trabalhos. Como já foi mencionado, o anexo 4 desta metodologia apresenta uma lista dos equipamentos e materiais necessários para realizar todo o estudo da composição dos resíduos. Os caracterizadores devem estar em boas condições físicas, e não devem ser sensíveis a poeira ou odores, bem como ter a vacinação contra hepatite A e tétano. A equipa deve ainda ter formação nas seguintes matérias:

- finalidade e objetivos do estudo de caracterização;
- utilização de equipamento de proteção;
- é estritamente proibido consumir alimentos e bebidas durante a triagem. Para o efeito, deve ser utilizada uma sala separada, e somente após lavar as mãos e o rosto;
- os EPI deve ser retirado antes de entrar na sala de descanso. A porta da sala de descanso não deve ser aberta com as luvas de triagem;
- Não colocar a mão dentro dos sacos de resíduos, mas colocar sempre os resíduos sobre a mesa de triagem para ver o que está a apanhar;
- os caracterizadores devem saber identificar os resíduos perigosos;
- os caracterizadores devem saber como seguir as instruções comuns de triagem;
- os caracterizadores devem saber utilizar os dispositivos eletrónicos necessários;
- os caracterizadores devem saber como atuar em situações de acidente e prestar primeiros socorros;
- no final do trabalho, cada um deve desfazer-se adequadamente dos seus fatos de trabalho e tomar banho.

Relativamente à mesa de triagem, o guia recomenda uma dimensão entre 150 mm x 90 mm x com a altura adequada à dos caracterizadores, podendo ter uma peneira fixada na mesa a uma altura de 10 cm e aberturas de 20 cm nos cantos opostos da mesa, para facilitar a classificação dos resíduos finos.

No que se refere aos custos, o guia indica apenas que:

> Deve ser preparado um orçamento para o estudo de composição, a fim de delinear os custos. Os fatores de custo incluem, por exemplo, as horário de trabalho do pessoal, a compra de equipamento, o eventual aluguel de espaço, a utilização de máquinas de trabalho, os custos decorrentes da recolha de amostras e a eventual compensação a pagar aos consultores e ao pessoal contratado para a caracterização.

3. Espanha – Guia metodológico: Preparação de estudos de composição de resíduos - *Ecoembes* (2020)

O Ecoembes, uma organização ambiental do governo espanhol, criou um grupo de trabalho composto por profissionais da Federação Espanhola de Municípios e Províncias, da Associação Nacional de Empresas Estatais Ambientalistas e de outros governos regionais para desenvolver um guia de referência para o estudo da composição dos resíduos urbanos produzidos no país e sua evolução ao longo do tempo. “O grupo de trabalho reuniu-se periodicamente tanto para definir o escopo do trabalho quanto para discutir e validar seu conteúdo”, no período de julho de 2019 a fevereiro de 2020, entrando em vigor no ano de 2021.

O guia refere não ser de utilização obrigatória, mas que pretende ser um manual de fácil utilização, desde os objetivos do estudo até à interpretação dos seus resultados. Ao longo do guia, é apresentado um exemplo prático para cada orientação dada, num total de 129 páginas. Em resumo, os temas abordados no guia são divididos nos capítulos:

1. Objetivos e âmbito de aplicação
2. Conceber um plano de amostragem
3. Execução da caracterização
4. Determinação dos resultados

Para além de 8 anexos que complementam as orientações dadas.

O guia baseia-se em muitas outras normas, legislação, metodologias e trabalhos de referência. Todos elas são apresentadas no Anexo VII deste guia espanhola, algumas das quais são:

- Metodologia *Zero Waste Scotland* (Parfitt et al., 2015 e Willians et al., 2017) - próxima a ser comentada;
- Metodologia da Comissão Europeia (2004);
- Metodologia dos EUA - ASTM D5231-92;
- Artigo científico dinamarquês: Composição dos resíduos sólidos urbanos: metodologia de amostragem, análises estatísticas, e avaliação de estudos de caso (Edjabou et al., 2015) – discutido na seção 2.2.2.2;
- Dissertação de mestrado: Metodologias para a quantificação e caracterização física dos resíduos sólidos urbanos. (Branco, 2005) – comentada na seção 2.2.1.2;
- Estudo da geração e composição dos resíduos domésticos na Comunidade Autónoma da Galiza (Applus Norcontrol, 2016);
- Norma EN 14899:2007 - Caracterização de resíduos - Recolha de amostras de resíduos. Roteiro para a elaboração e aplicação de um plano de amostragem;
- Norma CEN/TR 15310-1 IN:2008 - Caracterização de resíduos - Amostragem de resíduos. Parte 1: Orientação sobre seleção e aplicação de critérios para amostragem sob várias condições (e, parte 2: orientação sobre técnicas de amostragem, parte 3: orientação sobre procedimentos para subamostragem no campo, parte 4: orientação sobre procedimentos para embalagem, armazenamento, preservação, transporte e entrega de amostras, e parte 5: orientações para o processo de definição do plano de amostragem);

- Norma AFNOR NF X30-408 da *Déchets ménagers et assimilés-Méthode de caractérisation-Analyse sur produit brut*;
- Norma UNE-EN 14346:2007 - Caracterização de resíduos - Cálculo da matéria seca através da determinação do resíduo seco ou teor de água;
- Diretiva 91/689/CEE de 12 de dezembro relativa aos resíduos perigosos;
- Diretiva 2012/19/UE de 4 de julho de 2012 sobre resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE);
- Diretiva (UE) 2019/1597 da Comissão: uma metodologia comum e requisitos mínimos de qualidade para a medição uniforme dos níveis de desperdício alimentar;
- Diretiva (UE) 2019/1004 da Comissão: estabelece regras para o cálculo, verificação e comunicação de dados sobre resíduos;
- Diretivas-Quadro Europeias (UE) relativas aos resíduos de 2018 (849/850/851/852) – comentadas na seção 2.1.1.1.

O guia afirma que é fundamental definir os objetivos de um estudo de composição de resíduos, citando como os três mais comuns:

- dimensionamento, conceção e colocação em funcionamento de instalações de tratamento de resíduos;
- conhecimento da composição dos resíduos urbanos numa área específica (região, distritos, municípios, freguesias etc.) para a definição de estratégias e/ou elaboração de planos de prevenção e gestão de resíduos, bem como para o acompanhamento dos objetivos regulamentares;
- identificar erros na classificação de fluxos que são recolhidos separadamente.

O guia refere os fluxos de recolha de resíduos indiferenciados e seletivo como os resíduos alvos do estudo, estando os resíduos volumosos fora do seu âmbito.

Estratificação

O guia refere que a escolha do tipo de amostragem dependerá dos objetivos e dos recursos disponíveis. No entanto, recomenda-se a amostragem aleatória estratificada, uma vez que "apresenta resultados mais precisos e fiáveis e reduz o tamanho da amostra necessária para atingir o nível de confiança desejado". Isto é feito dividindo a área geográfica com características semelhantes em cada estrato, devendo estas características basear-se em "fatores que afetam a taxa de produção e a composição dos resíduos", de modo a que os resultados sejam representativos para cada estrato. Também assinalam que, de acordo com a Norma UNE EN 14899:2007, as subpopulações de resíduos, em estratos, são "consideradas mais homogêneas quanto às características analisadas do que a população total".

A conclusão sobre os estudos analisados de diferentes áreas de Espanha, para a escolha destas características dos estratos, é que "não parece haver uma solução única, mas parece possível identificar elementos ou referências para adaptar a melhor solução a cada área de estudo", podendo ser de diversas naturezas, como ambiental, geográfica, sociocultural e económica.

Tendo em conta as variáveis mais utilizadas nestes estudos anteriores, o guia propõe “uma metodologia para a segmentação da área supramunicipal ou das áreas municipais onde se podem definir diferentes estratos”. Esta segmentação é efetuada em 3 nível: elementos básicos; elementos do turismo, e; elementos associados ao serviço de recolha.

O nível 1, orienta a estratificação (denominada segmentação) por tipo de município considerando as seguintes áreas: metropolitana, urbana, semiurbana e rural, e por atividade económica e/ ou sociodemográfica, considerando os critérios: agrícola, comercial, industrial, residencial e turística. “Cada critério pode ser aplicável à segmentação, desde que represente pelo menos 10% do total de resíduos produzidos”. São apresentados dois tipos de exemplos de estratificação, para regiões com municípios em contextos diferentes. O nível 2, que trata de elementos turísticos para além do nível 1, é explicado com o complemento de um dos exemplos do nível 1 (básico). No exemplo no nível básico, a estratificação escolhida como mais adequada foi:

- Urbano
- Comercial urbano
- Agrícola rural
- Turista

No exemplo em questão, as zonas turísticas estão localizadas em áreas rurais do litoral e áreas do interior. Por conseguinte, para as diferenciar, a estratificação recomendada passa a ser:

- Urbano
- Comercial urbano
- Agrícola rural
- Turismo no interior
- Costa turística

Em seguida, o guia explicará o nível 3 com o mesmo exemplo anterior, mas agora associando-o aos serviços de recolha. No exemplo, havia também um município com recolha seletiva de biorresíduos. Assim, a estratificação passa a ser:

- Urbano
- Comercial urbano
- Agrícola rural
- Turismo no interior
- Costa turística
- Contentores de biorresíduos urbano

Recomendam que em “áreas com elevada variabilidade populacional devido à sazonalidade devem ser tidas em conta”, evitando épocas em que possam distorcer os resultados, como quando as árvores estão a ser podadas ou em estações com condições climáticas extremas.

O guia dará também a opção de realizar a estratificação através de modelos matemáticos, ou seja, com base em variáveis definidas cada área de estudo (tais como demográficas e socioeconómicas), o próprio modelo cria os grupos homogéneos (estratos). Essa análise é

baseada no algoritmo K-means (MacQueen, 1967). No anexo II desta metodologia, são discutidas as vantagens e desvantagens deste método.

Amostragem

O guia aborda três níveis de amostragem:

1. Amostragem por veículo de recolha
2. Amostragem de contentores na via pública
3. Amostragem "na fossa" - pilha de descarga na instalação

Na primeira opção, as amostras são constituídas através dos veículos de recolha, de rotas representativas e selecionadas aleatoriamente, para cada estrato. Para determinação das rotas, o guia indica que serão necessárias as seguintes informações:

- rotas de recolha - municípios ou áreas que fazem parte da recolha, para planear o processo de amostragem;
- produtores dos resíduos recolhidos na rota - domésticos, comerciais, industriais e outros;
- informações sobre a rota - contentores a recolher, tipo, número e itinerário;
- frequência e horários de recolha;
- veículo de recolha;
- quantidade de resíduos recolhidos em cada rota.

A principal desvantagem é apontada pela dificuldade em diferenciar os resíduos domésticos dos comerciais, pelo que se salienta a importância de não "misturar os resíduos recolhidos pelo veículo para que a amostra selecionada seja a mais representativa possível", mas tendo como principal vantagem a facilidade do processo e sendo menos onerosa.

Na segunda opção, as amostras são caracterizadas diretamente a partir de contentores na via pública. De acordo com o guia, este é o nível de amostragem mais complexo entre os três tipos abordados, uma vez que o conhecimento da localização do contentor deve ser preciso e o contentor deve ser deslocado até o local da triagem. Entretanto, a principal vantagem deste procedimento é que "a composição e a produção específicas podem ser determinadas pelo tipo de produtor de resíduos, por freguesia, por rua, e podem assim ser utilizadas para melhorar o serviço prestado nestas áreas". Se for escolhido este nível de amostragem, os contentores representativos baseados na estratificação para constituir as amostras, serão necessárias as seguintes informações:

- localização do contentor
- tipo e volume do contentor
- estimativa visual da percentagem do nível de enchimento

Considera-se que a terceira opção tem a maior desvantagem, visto que as amostras "não serão representativas de um tipo de município ou de uma área específica". Por conseguinte, este procedimento é recomendado apenas para estudos que não necessitam de conhecer a origem

dos resíduos (por exemplo, estudos de dimensionamento ou de modificação da instalação específica).

Quanto à unidade de amostra, o guia indica que o peso de 250 kg é normalmente utilizado em Espanha. E que um estudo realizado pela Ecoembes, no período de 2014 a 2017, no fluxo de embalagens leves, revelou que "uma precisão semelhante pode ser obtida, a um custo menor do que o método usual, reduzindo o tamanho da amostra de 250 kg para 150 kg". Ainda assim, recomendam o peso de 250 kg para cada unidade de amostra.

O número de amostras é calculado para cada estrato, "porque as amostras devem representar cada estrato antes de proceder à extrapolação dos resultados para a população total", e para isso utilizam a seguinte equação:

$$n \geq \frac{N.Z^2.\sigma^2}{(N-1).e^2 + Z^2.\sigma^2}$$

n = número de amostras

N = tamanho da população (kg de resíduos urbanos produzidos nos estratos a serem amostrados, dividido pela quantidade de resíduos caracterizados por amostra)

Z = nível de confiança

σ^2 = variância que esperamos encontrar na população. Este valor é obtido antecipadamente a partir do desvio padrão

e = margem de erro máxima permitida, em percentagem da média aritmética

Deve-se notar que a equação utiliza a premissa de que a distribuição dos dados é normal. Referem que "se o nível de confiança aumenta, o número de amostra também aumenta", assim como se o erro for reduzido. A Figura 32, abaixo, é apresentada como exemplo do número de amostras calculadas por estrato e por tipo de fluxo de recolha estudado – os municípios ou áreas de estudo foram escolhidos aleatoriamente:

(nº mínimo de amostras)	Urbano	Urbano comercial	Residencial rural	Rural agrícola
Embalagem leve	15	6	11	10
Outros resíduos	23	11	17	15

Figura 32: Número de amostras por estrato da metodologia espanhola (Ecoembes, 2020).

Para ter em conta a variação sazonal, recomendam uma distribuição anual ajustada às estações do ano e dão como exemplos os períodos: janeiro-abril, maio-agosto e setembro-dezembro. A caracterização não deve exceder 48 horas após a amostragem, reduzindo para 24 horas nos

meses de junho a agosto. No caso do fluxo de biorresíduos, a caracterização deve ser realizada o mais rapidamente possível.

Para a preparação da amostra, o guia fará orientações com base nos diferentes tipos de nível de amostragem:

a) Amostras retiradas do veículo de recolha:
   - o veículo é pesado à entrada da instalação, a fim de se saber o total de resíduos recolhidos na rota determinada;
   - a totalidade do conteúdo do veículo é descarregado sobre uma superfície limpa e pavimentada ou, se não exista, sobre uma lona impermeável;
   - os resíduos são depois homogeneizados mecanicamente (com a ajuda de um carregador ou similar), para garantir uma amostra mais representativa possível;
   - os sacos que não se romperem durante a homogeneização devem ser abertos manualmente;
   - retirar 1.000 kg de amostra de diferentes pontos e alturas da amostra total;
   - o procedimento de quarteio é realizado até se obter a unidade da amostra, como mostra Figura 33 abaixo:

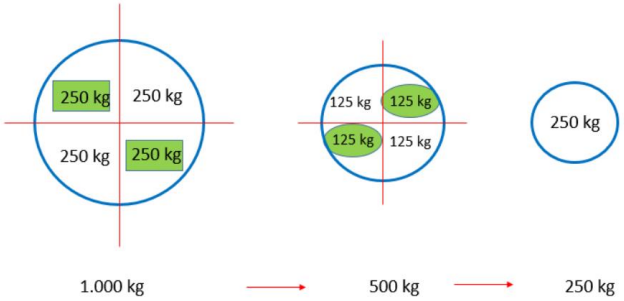


Figura 33: Esquema da divisão de amostra da metodologia espanhola (Ecoembes, 2020).

   - triagem manual e pesagem das diferentes categorias
   - registo dos resultados na Ficha de Caracterização
   - fotografar todos os processos

Relativamente aos resíduos volumosos, o guia refere que “dada a grande dimensão desta fração em relação às outras frações e uma vez que a sua presença pode afetar a caracterização, estes materiais têm de ser tratados de forma diferente, separando-os antes do quarteio, a fim de determinar o seu peso total e distribuí-los proporcionalmente com os kg do veículo”. O critério utilizado para definir resíduos volumosos é “o facto de a soma dos três lados ser superior a 1 metro”, devendo todos eles ser registados na Ficha de Caracterização e identificados no catálogo de triagem (subcategoria do nível III).

b) Amostra retirada diretamente do contentor:
   - os contentores pré-selecionados são marcados com o seu ponto de origem, para não se misturarem na etapa da triagem;

- chegada à instalação, cada contentor é pesado e o volume de resíduos contido em cada um deles é registado para garantir que as diferentes caracterizações são comparáveis, bem como o seu ponto de origem;
- todo o conteúdo de cada contentor é despejado numa superfície limpa e pavimentada;
- este procedimento não implica a redução de resíduos; em vez disso, o material de todos os contentores é separado manualmente, um a um;
- em seguida, é utilizado o mesmo procedimento que quando os resíduos são retirados de um veículo de recolha.

c) Amostra retirada da fossa das instalações:
   - a caracterização deve ser realizada em três amostragens em dias consecutivos;
   - a amostra será homogeneizada no interior da fossa, utilizando uma garra;
   - a garra será utilizada para obter cerca de 1.000 kg de material. Estas amostras de resíduos serão retiradas em vários pontos e a diferentes alturas da fossa;
   - em seguida, é utilizado o mesmo procedimento que quando os resíduos são retirados de um veículo de recolha.

Em relação à contaminação e ao teor de humidade, o Anexo V deste guia orientará que a determinação destes parâmetros seja feita com base na Norma UNE-EN ISO 287:2018 (secagem em estufa a uma temperatura de 105 ºC), e comentará estudos anteriores em que foi encontrada grande variabilidade entre os resultados dos diferentes materiais, com o "filme plástico" a atingir valores mais elevados (65,7%) e os "metais de aço" valores mais baixos (28,6%).

Classificação de categorias

A orientação para a separação dos resíduos finos é a utilizar de uma peneira com malha de 50 mm. Deve-se estabelecer um limiar que, se ultrapassado, uma amostra é retirada e encaminhada ao laboratório para verificar se terá impacto no resultado, como referido através do teste de matéria volátil (%), e em caso positivo, rejeitar a amostra. Para a recolha destas amostras, devem ser seguidos os seguintes critérios:

- se for ≤ 20 kg, é retirada uma amostra representativa de 2 kg;
- se for > 20 kg, é retirada uma amostra representativa pesando 10% do peso total.

O guia refere que, de acordo com outros estudos consultados, um limiar aceitável para a categoria "outros resíduos" é de 10% e para "materiais não classificáveis" até 7% do peso total da amostra caracterizada.

O catálogo de triagem é composto por 10 categorias no nível I, 22 subcategorias no nível II e mais 55 subcategorias possíveis no nível III. Neste último nível mais pormenorizado, a categoria "resíduos orgânicos e semelhantes" foi dividida em subcategorias: "desperdício alimentar", "resíduos de jardinagem" e "outros resíduos orgânicos. A subcategoria de nível II "materiais não classificáveis" foi dividida no nível III em "quantidade de produto em embalagem (sólido)",

“quantidade de produto em embalagem (líquido)”, “óleos”, “volumosos”, “medicamentos”, “outros (materiais não incluídos em nenhuma das categorias anteriores)”, “produtos químicos: vernizes, tintas, colas e solventes”. No entanto, não existe uma categoria específica para “resíduos perigosos”, sendo citada como uma possível evolução do catálogo neste sentido, uma vez que a UE estabelece na Diretiva “Resíduos” que os resíduos domésticos perigosos devem ser recolhidos separadamente, até 1 de janeiro de 2025. As embalagens das categorias: “papel/cartão”, “plástico”, “metal” e “madeira”, são diferenciadas entre embalagens domésticas e comerciais/industriais (basicamente, primárias secundárias/terciárias). Uma das dez categorias é a “celuloses”, estando dividida em duas subcategorias, “têxteis sanitários” e “outras celuloses”, esta última referente a guardanapos, panos de cozinha, toalhas de mesa etc. No nível III, e associado à categoria dos plásticos, é definida uma subcategoria para as “embalagens de PVC”, “sacos de lixo” entre outros, as embalagens de PEAD são separadas entre coloridas e naturais, assim como o “vidro”, também separados entre “embalagens de vidro branco” e “embalagens de vidro colorido”. Ainda no nível III, é definida uma subcategoria para ECAL associada à categoria de “papel/cartão”, e os REEE são categorizados em 7 subcategorias, de acordo com as Diretivas Europeias e Decreto Espanhol.

O Anexo IV do guia apresenta fotografias e exemplos para cada categoria e subcategoria do catálogo de triagem. Inclui fotografias dos diferentes tipos de embalagens primárias, secundárias e terciárias, bem como orientações como para o reconhecimento do PVC - “quando a embalagem é dobrada, aparecem marcas esbranquiçadas que permanecem quando a embalagem é devolvida à sua forma original”. Relativamente ao nível I, na categoria de “outros resíduos”, os “volumosos” são descritos como “aqueles cuja soma dos três lados excede 1 metro. Excluem-se as frações de recolha individuais e específicas”. Nesta mesma categoria, a subcategoria “pequenas sucata de construções”, refere-se a materiais como tijolos, gesso, telhas, etc., de até 60 kg, a subcategoria dos “óleos” refere-se tanto aos óleos usados domésticos como aos óleos minerais, sintéticos e os lubrificantes. A subcategoria “outros resíduos” refere-se a resíduos específicos que não foram incluídos no catálogo de triagem, como os resíduos hospitalares, fitossanitários e multifacetados, enquanto a subcategoria “material inclassificável” corresponde a resíduos que não se enquadram em nenhuma outra categoria por não poderem ser separados ou identificados devido à sua dimensão, aglomeração ou teor de humidade. E, embora os REEE possuam uma subcategoria para as lâmpadas, estas estão também incluídas na subcategoria “vidro não embalagem”, conforme especificado neste anexo.

O Anexo VI, diz que podem surgir situações em que a fração fina (a maior parte da qual é geralmente areia e resíduos orgânicos) não pode ser completamente desagregada, ou seja, não pode ser destinada a resíduos orgânicos na sua totalidade. Nestes casos, deverá ser realizada a análise do teor de matéria volátil.

Análise estatística

O Anexo II deste guia explicará em detalhes a fórmula de cálculo para o número de amostras, bem como todos os conceitos que a envolvem. É dada a opção de efetuar o cálculo com um nível de confiança de 90%, 95% ou 99%. O anexo se aprofunda igualmente no modelo

matemático para escolha dos estratos; a análise de *clusters*, baseada no algoritmo *K-means* (MacQueen, 1967). “A análise baseia-se em um conjunto de técnicas que utilizam múltiplas variáveis para classificar um conjunto de indivíduos em grupos homogêneos”. Algumas das variáveis citadas para se considerar no modelo, foram:

- estação do ano
- clima
- área geográfica
- densidade populacional
- idade da população
- nível de educação
- percentagem da população estrangeira
- nível de renda
- estilo de vida da população
- tipo de população
- grau de urbanização
- tipologia habitacional
- número de membros por família
- hábitos de gestão de resíduos em agregados familiares
- sazonalidade da população
- taxa de emprego
- distribuição de empregados nos diferentes setores (primário, secundário, terciário).

Referem-se a ele como um “método muito útil quando o objetivo é categorizar um grande número de pontos de dados de diferentes variáveis”.

No que diz respeito à apresentação dos resultados, o guia indica que esta deve ser resumida, mas que deve “fornecer a rastreabilidade e a fundamentação da metodologia utilizada e dos resultados”, com apresentações numéricos e em diagramas para facilitar a compreensão.

Adicionais

Relativamente aos meios materiais e humanos, o guia refere que, antes do início dos trabalhos, deve ser certificado e registado que os trabalhadores foram bem formados e possuem os EPI adequados. Mencionam que a equipa de caracterização deve ser composta por, pelo menos, duas pessoas, e deve estar equipada com:

- calçado de segurança, com sola antiderrapante e palmilha anti-perfuração;
- capacete;
- óculos de segurança (não é necessário se usar capacete com viseira);
- luvas de segurança resistentes a perfurações;
- máscara para filtrar vapores orgânicos, as partículas de poeira etc;
- proteção auditiva;
- roupa/uniforme de segurança, idealmente, de alta visibilidade. No mínimo, um colete de alta visibilidade por cima do uniforme.

E os recursos materiais mencionados como necessários para a caracterização foram:

- equipamento para homogeneizar e quartear a amostra;
- balança eletrónica ou mecânica, com certificado de calibração, com sensibilidade mínima de 10 g e tara máxima de 60 kg;
- balança eletrónica ou mecânica, com certificado de calibração, com sensibilidade de 1 g e tara máxima de 3 kg, para frações de tamanho/peso menores ou finos;
- peneiras de malha de 50 mm.

Alertam para o controlo regular da tara dos baldes aquando da pesagem das diferentes categorias.

4. Escócia – Orientação sobre a metodologia de análise da composição dos resíduos – Zero Waste Scotland (Williamns al. et., 2021)

O projeto escocês, foi financiado pela *Zero Waste Scotland*, que elaborou um manual de orientações sobre a metodologia para análise da composição de resíduos domésticos, como modelo padrão a seguir pelas autoridades locais na Escócia, bem como pelos seus contratantes de análise da composição de resíduos (ACR). Esta última versão entrou em vigor em 2021 e é a revisão da orientação dada por Parfitt al. et. (2015), que se baseou na metodologia da Comissão Europeia (CE, 2004) e no documento *National Methodology for Household Waste Composition in Scotland* (SEPA, 2008). O manual que será comentado aqui foi escrito por Phil Williams, o autor afirma que foi "concebido para ajudar as autoridades locais a planear projetos e apoiar a realização de estudos de análise da composição de resíduos de qualidade".

Os resíduos alvos da metodologia são os resíduos domésticos, de recolha indiferenciada e seletiva (recicláveis secos e biorresíduos), porém não consideram os resíduos volumosos (que são recolhidos e levados para o "centro de reciclagem de resíduos domésticos").

O objetivo da metodologia é responder às seguintes questões:

- qual é a quantidade total de resíduos recicláveis e não recicláveis recolhidos pelos serviços de recolha seletiva?
- que quantidade de resíduos recicláveis é atualmente recolhida para reciclagem ou compostagem? Que quantidade permanece no contentor de resíduos indiferenciados?
- qual é o grau de contaminação dos serviços de reciclagem? Quais são os contaminantes mais comuns?
- para todos os fatores acima referidos, estes variam significativamente em função da geografia ou do tipo de serviço?
- qual é o impacto provável de uma mudança planeada no serviço?
- qual é o impacto da intervenção x ou y no desempenho da reciclagem?

O manual metodológico contém 8 capítulos:

1. Introdução;
2. Resumo dos requisitos para os estudos financiados pela *Zero Waste Scotland;*

3. Definição do âmbito do projeto antes da adjudicação;
4. Contratação de uma empresa para análise da composição de resíduos (ACR);
5. Gestão do projeto;
6. Projeto de amostragem de resíduos;
7. Recolha e triagem de resíduos;
8. Relatórios e análises.

Para além de dois anexos: o Anexo A, que fornece o catálogo de triagem dos resíduos domésticos com maior nível de pormenor e orientações; e o Anexo B, com um maior nível de pormenor sobre os procedimentos para a triagem das amostras. O manual tem um total de 41 páginas.

Estratificação

O manual relata que, para melhorar a comparabilidade e a compatibilidade dos resultados, a amostragem "basear-se-á em uma conceção estratificada que coloca habitações individuais em grupos muito maiores de habitações com características muito semelhantes". Após esta identificação, deve ser escolhido um mínimo de 5 grupos/estratos, tendo em conta a relação custo-eficácia do projeto. Além disso, é referido que:

> A vantagem de um projeto estratificado é que, em geral, serão necessárias menos amostras de resíduos, uma vez que os resíduos produzidos pelas habitações em cada estrato devem ser menos variados do que seria o caso com uma amostra completamente aleatória de habitações. Um projeto estratificado significa também que podemos produzir uma estimativa razoável da composição dos resíduos para um determinado grupo, que pode depois ser utilizada para produzir uma estimativa ponderada da composição de toda a autoridade local.

E que para identificar os estratos que ocorrem com mais frequência, não consideram as faixas de impostos municipais adequados, mas sim um conjunto de dados sociodemográficos, considerando que os fatores mais influentes são:

- socioeconómicos - o perfil de produção de resíduos difere em função do rendimento disponível e o estilo de vida de cada agregado familiar;
- demográficos - a idade e a estrutura de um agregado familiar (exemplo, os agregados familiares com crianças terão um perfil de resíduos diferente dos que não têm; a dimensão do agregado familiar influencia os resíduos per capita e os resíduos por agregado familiar, por exemplo, os agregados familiares menores têm normalmente mais resíduos per capita;
- tipologia habitacional - intimamente ligado à socioeconomia, à demografia e à prestação de serviços. As propriedades de alta densidade também apresentarão desafios práticos para a amostragem de resíduos;
- períodos de férias - sazonalidade dos resíduos de jardim, o vidro durante a época festiva, embalagens de bebidas com gás durante o tempo quente, propriedades vazias durante os períodos de férias;

- características dos serviços de resíduos, serviços existentes, materiais visados, frequência de recolha, capacidade de confinamento, legislação local e proximidade de centros de reciclagem de resíduos domésticos e locais de recolha.

As habitações de ocupação múltipla também foram consideradas no projeto, uma vez que constituem uma percentagem significativa no total de moradias.

Em cada estrato (referido como quarteirão), foi selecionada aleatoriamente uma lista inicial de setenta e cinco habitações para a recolha de um mínimo de 50 amostras de resíduos indiferenciados e seletivos. Para uma amostragem praticável, a escolha dos estratos baseou-se nos seguintes critérios:

- ser suficientemente grande para obter amostras de cinquenta resíduos domésticos. A lista final de endereços para amostragem deve conter pelo menos setenta e cinco propriedades num quarteirão para permitir uma taxa de eliminação de resíduos significativamente inferior a 100%;
- cada estrato dever ser servido pela mesma recolha (serviços de resíduos indiferenciados e seletivos);
- cada estrato deve ser caracterizado em um dia diferente da semana;
- cada estrato dever ter uma área operacionalmente gerível, uma única rua ou ruas adjacentes.

Amostragem

As amostras são recolhidas diretamente nas habitações, unifamiliar ou multifamiliar, a ser efetuada pela mesma empresa que irá efetuar a caracterização dos resíduos domésticos. As amostras são recolhidas em veículos não compactadores, sendo o conteúdo de cada contentor colocado em um saco plástico, bem como identificado com um código correspondente ao estrato (com uma etiqueta impermeável, para garantir que podem ser atribuídas ao estrato correto). O contratante também terá de registar informações sobre a recolha das amostras, tais como: o número de habitações e horários de recolha; detalhes sobre o tamanho ou número do contentor utilizado pela habitação; localização; tipologia habitacional; nível de enchimento do contentor; e o endereço e códigos postais para garantir que as mesmas habitações serão amostradas em diferentes semanas. Na primeira semana dos trabalhos em campo, os resíduos indiferenciados já devem ser recolhidos e, a partir daí, devem seguir os dias e horários das rotas comuns. A recolha deve contemplar os resíduos que estiverem nas laterais dos contentores, exceto os resíduos volumosos. São ainda listados diferentes tipos de cenários “problemáticos” que podem ocorrer no momento da recolha, assim como orientações para a sua resolução, principalmente para recolha de resíduos de habitações multifamiliares. Solicita-se que sejam registadas todas as ocorrências ou anomalias verificadas no momento da recolha, tais como: a presença de resíduos volumosos; números anormalmente elevados de resíduos; indícios de resíduos de festa, utilização indevida de contentores por transeuntes; resíduos laterais; e potenciais resíduos comerciais.

No que se refere ao nível de amostragem por veículos de recolha, é mencionado que:

> Esta abordagem é mais económica, mas não é adequada para estudos apoiados pela *Zero Waste Scotland*. Isto porque é difícil saber quais os agregados familiares que produziram os resíduos, os resíduos comerciais poderem ser incluídos e os resíduos compactados não podem ser eficazmente separados.

A duração exata do estudo não é especificada, apenas que uma das 2 fases de amostragem deve ocorrer durante fevereiro a junho ou de setembro a novembro, e orientam realizar a triagem no mesmo dia da recolha.

O mínimo de 5 estratos é necessário para uma melhor representatividade das respetivas amostras, e a exigência de uma lista de 75 moradas é para o caso de ocorrerem problemas com a recolha das 50 amostras estipuladas para cada estrato. Afirmam que:

> Um maior número de habitações aumentará significativamente a quantidade de resíduos a separar e o número de trabalhadores necessários para triar os resíduos num determinado período. Um número menor de habitações reduzirá a quantidade de resíduos a triar, mas aumentará a probabilidade de as habitações amostradas não serem representativas do conjunto de habitações. O número de habitações estabelecido como requisito mínimo é outro compromisso entre os custos do projeto e a cobertura.

E que o número de estratos pode ser aumentado quando a variação for particularmente acentuada.

A decisão de comunicar ou não os agregados familiares sobre o estudo planeado ficam a critério de cada autoridade local, sendo referido que “do ponto de vista da pesquisa, é por vezes sugerido que o aviso prévio pode mudar o comportamento do chefe de família e, assim, alterar os resultados da ACR. Na prática, é pouco provável que isto faça uma diferença significativa em um estudo bem planeado e programado”. Se optarem por comunicar, são dadas instruções em conformidade.

Classificação de categorias

O manual afirma que o chefe de equipa de análise da composição dos resíduos deve dar formação à equipa de triagem antes do início do trabalho de campo, abrangendo as seguintes informações:

- razões do estudo
- a importância de dados de alta qualidade
- procedimentos de saúde e segurança
- modalidades de recolha
- o protocolo metodológico, incluindo a classificação dos resíduos

Além disso, as autoridades locais devem providenciar um local apropriado para a triagem das amostras e visitar o local durante a triagem, pelo menos uma vez, para verificar se a triagem está a ser realizada conforme o acordado.

O Anexo A apresenta o catálogo de triagem normalizado baseado em programas anteriores (Parfitt al. et., 2015). É composto por 2 níveis com notas de orientação para a maioria das categorias. O nível I é composto por 14 categorias de materiais, e o nível II é classificado em 53 subcategorias. Nas notas de orientação pode ver-se, por exemplo, que subcategorias como "jornais, revistas e diretórios", "embalagem de cartão fino (cinzento)" e "embalagem de cartão ondulado espesso (castanho)" foram separadas devido ao seu valor de mercado. As embalagens ECAL e copos descartáveis para bebidas quentes e frias, foram associadas à categoria do nível I "cartão". Os resíduos orgânicos são separados, no nível I, entre "resíduos de jardim" e "resíduos alimentares", sendo estes últimos separados, no nível II, em "alimentos e bebidas (evitáveis) - em embalagens", "alimentos e bebidas (evitáveis) – a granel", "partes não comestíveis dos alimentos" e "óleos alimentares". Relativamente os REEE, há uma subcategoria para "cartuchos de tinta e toner", no entanto, estes são também orientados para classificação na subcategoria dos "diversos perigosos". As "fraldas descartáveis" têm a sua própria subcategoria associada à categoria "produtos de higiene absorventes" do nível I. A classificação dos RCD deve ser classificada na subcategoria "diversos não combustíveis", e os CD/DVD (junto com pneus, borracha, colchões etc.) na subcategoria "diversos combustíveis". Ainda na categoria "outros", há uma subcategoria específica para "resíduos de cuidados de saúde potencialmente perigosos" e outra para "excrementos de animais de estimação, roupa de cama, animais mortos e areia para gatos", embora não se explique por que razão a "roupa de cama" não está incluída na subcategoria "têxteis e tecidos não vestuário". A última categoria refere-se aos "resíduos com menos de 10 mm (finos)".

E, o Anexo B, orienta para as principais situações ou dúvidas que podem surgir no momento da triagem, algumas pertinentes são:

- não separar as tintas e outros líquidos potencialmente perigosos das suas embalagens; estes devem ser classificado na categoria adequada juntamente com as suas embalagens;
- separar o líquido das garrafas de vidro. O líquido deve ser pesado separadamente e incluído na categoria de resíduos alimentares;
- o chefe da equipa de triagem deve verificar regularmente os resíduos triados, retirar qualquer material incorretamente triado e transferi-lo para o balde correto;
- o contratante da ACR deve fornecer uma variedade de balanças com diferentes sensibilidades para pesar pesos grandes e pequenos;
- a pesagem deve ser efetuada duas vezes para verificar os pesos;
- os recipientes terão de ser pesados e esvaziados antes de se tornarem demasiado pesados para serem levantados em segurança para a balança.

Na metodologia que precede essa de 2021 (Parfitt et al., 2015), diz-se que se deve categorizar completamente as amostras recolhidas e não a reduzir.

Análise estatística

O contratante da ACR é responsável também por fornecer à *Zero Waste Scotland* os dados brutos de caracterização dos resíduos domésticos, além do registo de todo o plano de amostragem, e as autoridades locais devem fornecer todos os dados relativos aos resíduos alvos para que a *Zero Waste Scotland* possa apresentar as conclusões do estudo em um modelo normalizado, "o conjunto de dados de composição da amostra é normalmente extrapolado para produzir uma estimativa anual da composição anual para toda a área da autoridade local". Os dados são expressos "em % de peso e em quilos médios por família por semana".

Adicionais

No que respeita à saúde e segurança, é referido outro estudo da *Zero Waste Scotland*, realizado no Reino Unido em 2014, no qual foram analisados os riscos para os trabalhadores da recolha de resíduos e para os trabalhadores das instalações municipais de eliminação ou tratamento de resíduos, tendo-se concluído que as autoridades locais devem:

- realizar uma monitorização ocupacional e ambiental e, se necessário, identificar outros controlos na instalação de despejo para reduzir as emissões, por exemplo, melhorar a ventilação e o controlo dos odores;
- promover boas práticas de higiene e dar formação em matéria de saúde e segurança aos trabalhadores. Assegurar que são disponibilizadas instalações de bem-estar adequadas (por exemplo, instalações para lavagem das mãos no veículo) e que é fornecido e utilizado equipamento de proteção individual;
- implementar triagem e monitorização da saúde para identificar trabalhadores com doenças ou sensibilidades respiratórias.

O estudo tem uma tabela para "avaliação de risco para a saúde no trabalho (operadores em instalações)", que aborda os perigos percebidos, os resultados das análises laboratoriais e as respetivas medidas para mitigar o:

- potencial para odores desagradáveis/prejudiciais devido à decomposição de resíduos;
- potencial de dano para a saúde humana devido à decomposição de resíduos;
- potencial para o aumento de moscas/ vermes atraídos pelos resíduos;
- possibilidade de os riscos acima referidos se agravarem se as recolhas não forem efetuadas;
- potencial para que os riscos acima mencionados sejam amplificados com tempo mais quente.

A tabela para "medidas de redução do risco para a saúde no trabalho dos coletores e trabalhadores de armazém", aborda outras formas de atenuar os danos para a saúde dos trabalhadores, tais como:

- realizar avaliações dos "regulamentos sobre o controlo de substâncias perigosas para a saúde";
- realização de controlos profissionais e ambientais;

- formação em matéria de higiene;
- reações das equipas (*feedback*);
- equipamento de proteção individual.

5. Grécia – Análise da composição dos resíduos na Grécia e propostas de alteração do JMD114218/1997 - *Eunomia Research & Consulting* (2021)

A Grécia solicitou apoio à Comissão Europeia, através do *Structural Reform Support Programme* (SRSP), para desenvolver: (i) diretrizes para a realização de análises de composição dos resíduos urbanos (RU) a nível nacional e regional na Grécia, e (ii) propostas de alteração do JMD 114218/1997, que é o documento legal grego que estabelece um quadro de especificações técnicas e de planos gerais para a gestão dos resíduos urbanos. "A *Eunomia Research & Consulting* preparou este relatório para a *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH* (GIZ) e o Ministério do Meio Ambiente e Energia (YPEN)". A GIZ é uma empresa alemã que presta apoio técnico à gestão de resíduos na Grécia. Um dos autores do artigo científico da Grécia (2020) analisado na seção 2.2.2.2., o autor Dimitris, Mathioudakis, também participou desta elaboração. O relatório contém 57 páginas, 8 capítulos e 3 anexos, sendo os capítulos:

1. Introdução
2. Âmbito e objetivos
3. Preparação, pesquisa e recolha de dados
4. Análise e avaliação das abordagens metodológicas propostas
5. Protocolo de amostragem
6. Protocolo de análise
7. Modelos para amostragem, registo e comunicação dos resultados às autoridades competentes
8. Propostas concretas de alteração do JMD 114218/1997

Os anexos tratam de:

1. Cálculo das estimativas regionais e nacionais
2. Dimensão mínima das amostras
3. Modelação em planilhas de *Excel* (incluindo cálculos)

Para além de se basearem em experiências anteriores, utilizaram também as metodologias desenvolvidas pela Comissão Europeia (2004) e pelos EUA (ASTM D5231-92 de 2016), bem como a norma EN 14899:2005. "O presente relatório estabelece um protocolo para realização da análise da composição dos resíduos urbanos não processados (RU) na Grécia, com o objetivo de fornecer normas e orientações comuns a seguir pelas autoridades competentes a nível nacional e regional no país". O relatório refere ainda que a Grécia adotou um novo Plano Nacional de Gestão de Resíduos, para o período de 2020 a 2030, transpondo DQR de 2018 e a Diretiva SUP de 2019.

A metodologia procura ser simples e clara, fornecendo orientações práticas sobre como realizar a análise da composição dos resíduos urbanos. Os fluxos de resíduos a analisar devem ser, no mínimo, de recolhas indiferenciadas e seletivas.

Estratificação

Na fase do plano de amostragem, o relatório diz que é importante recolher o máximo de informações possível sobre a área de estudo para contextualizar o estudo e auxiliar nas demais etapas. Os dados mais relevantes aqui apontados foram:

- informações gerais sobre a população - características geopolíticas e económicas da região:
  - tipo de zona e atividade económica (agrícola, turística, comercial, residencial, outro, combinação das anteriores);
  - número de habitantes e habitações e densidade populacional;
  - distribuição do rendimento;
  - tipologia e proporções de estruturas habitacionais (por exemplo, estabelecimentos multifamiliares ou unifamiliares).

- informações sobre a gestão de resíduos - características que determinarão a seleção das rotas de recolha a incluir na campanha de amostragem:
  - tipo de fluxo de resíduos produzido e recolhido;
  - número médio de agregados familiares e/ou pessoas que utilizam os contentores;
  - dados sobre a pesagem dos resíduos (se disponíveis).

As principais orientações dadas sobre a estratificação foram as seguintes:

- cada fluxo de resíduos deve ser objeto de uma amostragem separada: indiferenciados, reciclagem a seco e (se for caso) recolha de biorresíduos;
- devem ser realizadas duas fases de amostragem para controlar a variação, mas não devem ser realizadas durante ou perto da época alta, em que variações extremas afetarão a precisão dos resultados. Podem também ser realizadas quatro fases de amostragem, quando for necessário um maior nível de detalhe;
- cinco estratos para cada fluxo e etapa de amostragem. Estes devem consistir em cinco rotas de recolha correspondentes a cinco áreas diferentes que sejam representativas do município como um todo, em termos de densidade populacional, grau de privação, tipologia habitacional e atividade económica. O número de estratos necessários para cada campanha de amostragem foi escolhido tendo em conta dois parâmetros:
  - mesmo para municípios/regiões muito pequenos, deve haver pelo menos 3 estratos, para abranger áreas com diferentes características demográficas e socioeconômicas;
  - um número máximo de 5 estratos fornecerá dados suficientes mesmo para os maiores municípios da Grécia e apenas para casos de municípios com mais de 100.000 habitantes seriam necessários mais estratos.

Por exemplo, para cada fluxo de resíduos indiferenciados | recicláveis secos | biorresíduos, pode haver:

- campanha 1 - verão: 5 amostras, uma para cada estrato;
- campanha 2 - inverno: 5 amostras, uma para cada estrato.

Amostragem

O relatório indica que o nível de amostragem diretamente nas habitações não é adequado para o contexto grego, uma vez que o principal método de recolha é através de contentores na via pública. Por conseguinte, as abordagens consideradas foram a amostragem a partir de contentores na via pública ou a amostragem a partir de veículos de recolha. O nível de amostragem em contentores na via pública, "envolve a identificação e seleção de contentores na via pública em vários locais representativos dos diferentes tipos de zonas do município em estudo. O material é recolhido em um veículo de amostragem (separadamente do veículo de recolha regular)", enquanto a amostragem em veículos de recolha "envolve a identificação de uma seleção de rotas de recolha que sejam representativas dos diferentes tipos de área no município em estudo". As vantagens e desvantagens destas abordagens foram discutidas, para elucidar a escolha do protocolo para o nível de amostragem por veículos de recolha:

- amostragem contentores na via pública – vantagens:
  - permite uma estratificação mais precisa da amostra, associada à localização dos contentores;
  - a amostra não é compactada, permitindo uma classificação mais fácil e precisa.

- amostragem contentores na via pública – desvantagens:
  - incerteza se todo o material obtido nos contentores selecionados pode ser atribuído aos habitantes circundantes;
  - custos mais elevados, veículo de recolha de amostras separado. Necessidade de tempo adicional significativo para a equipa recolher as amostras;
  - mais complexo operacionalmente;

- amostragem por veículo de recolha – vantagens:
  - as amostras são amplamente representativas de áreas maiores associadas às rotas de recolha associadas ao estudo;
  - operacionalmente mais simples, não é necessária uma recolha separada de amostras;
  - custo mais baixo, principalmente devido ao fato de não serem necessários recursos adicionais para recolher as amostras e entregá-las no local de triagem;
  - maiores quantidades amostradas em períodos mais curtos.

- amostragem por veículo de recolha – desvantagens:
  - estratificação menos precisa das amostras;

- a extração da amostra das cargas basculantes exige algum tempo adicional da equipa;
- a mistura de resíduos no veículo resulta em alguma contaminação cruzada e, portanto, em alguma imprecisão nos pesos registados, especialmente devido à absorção de humidade pelo papel e cartão;
- quando os resíduos são compactados, torna-se mais difícil classificar a amostra em categorias separadas.

Referem que, "dada a importância das considerações de custo e a probabilidade de uma abordagem de menor custo resultar na realização de um maior número de análises da composição dos resíduos, a metodologia selecionada é a amostragem de veículos", e que esta é predominantemente utilizada na UE. Em todo caso, será solicitado à equipa de recolha que evite ou minimize a compactação sempre que tal seja operacionalmente viável e que o chefe de equipa da caracterização registe a identificação do veículo e a hora de chagada ao local da triagem, bem como qualquer alteração na rota de recolha.

O local de triagem deve ter 25 a 35 m², ser plana e estar claramente sinalizada para que os veículos possam descarregar os resíduos em segurança, bem como estar adequadamente protegida do sol, da chuva, do vento etc. Se a área plana for feita de terra, deve ser coberta com uma lona plástica. Afirmam que as cargas dos camiões podem chegar até 4,5 toneladas ou 10 m³.

Nesse relatório, a unidade de amostra é definida de acordo com a capacidade de uma equipa de 4 trabalhadores, devidamente formados, para a caracterizar em um dia de trabalho. Portanto, estima-se que seria possível caracterizar 500 a 600 kg por dia ou aproximadamente 1,5 m³ - se fosse para caracterizar a carga completa de um camião, a estimativa é que a mesma equipa demoraria 8 dias de trabalho. É referido que:

> Para tornar este protocolo prático para uma vasta gama de circunstâncias, os tamanhos das amostras são dados em termos de volume. Tal deve-se ao fato de ser geralmente mais fácil e menos moroso avaliar o volume de uma pilha de material através da medição das suas dimensões do que pesar o material.

A unidade de amostragem será a mesma para todos os fluxos de resíduos, pelo que, considerando 3 fluxos de resíduos e para cada um dos 5 estratos, resultará em 30 amostras (45 m³), sublinhando que tal está em conformidade com as recomendações da Comissão Europeia (2004) para a amostragem de resíduos domésticos. Mencionam que também está de acordo com a pesquisa realizada no Reino Unido em 2006/07, onde foram investigados os pesos ideais para se caracterizar em cada município:

- Resíduos indiferenciados: 6,1 toneladas
- Reciclagem a seco: 4,7 toneladas
- Biorresíduos: 5,2 toneladas

Considerando o volume estabelecido neste protocolo, estima-se que os pesos seriam de aproximadamente:

- Resíduos indiferenciados: 6 toneladas

- Reciclagem a seco: 3 toneladas
- Biorresíduos: 7 toneladas

Para a redução da amostra inicial, o protocolo orienta para que se retire o volume da unidade de amostra (1,5 m³) do volume total do camião de forma aleatória. O relatório não recomenda a redução por cone e quarteio, mas sim que a amostra seja espalhada no solo com a ajuda de uma retroescavadeira do tipo JCB ou *Front End Loader*, a uma altura de cerca de 0,5 m e numa faixa retangular para extração aleatória dos resíduos, como mostra a Figura 34 abaixo:

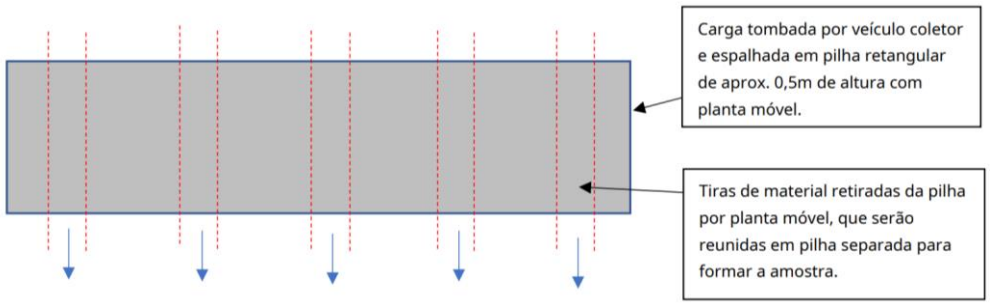


Figura 34: Esquema da divisão de amostra da metodologia grega (Eunomia Research & Consulting, 2021).

Os intervalos em que as amostras são extraídas devem ser marcados para facilitar a seleção aleatória e as subamostras devem ser colhidas da parte superior até a inferior da pilha em cada uma dessas marcações, “pois as partículas maiores são suscetíveis de migrar para o centro e para o fundo da pilha”. Os resíduos extraídos devem ser dispostos em pilhas separadas, que podem ser retangular ou circular. As dimensões, para um volume aproximado de 1,5 m³, serão as seguintes:

- Pilha retangular: 3 m de comprimento x 1 m de largura x 0,5 m de altura;
- Pilha circular: 2 m de diâmetro x 0,5 m de altura.

A amostra deve ser triada no prazo de 24 horas após a sua descarga pelo veículo de recolha, e no fim da triagem, a amostra deve ser corretamente eliminada.

O relatório recomenda a análise do teor de humidade, seguindo o método descrito na ASTM E790-87 (secagem em estufa a 105 ºC), para além de parâmetros como o poder calorífico, a densidade e o tipo de partículas finas, afirmando que “os testes são altamente recomendados para fornecer um fator de correção nas equações de cálculo, bem como para informar futuras decisões de gestão de resíduos”.

No que respeita à frequência de amostragem, e com base em dados empíricos e na experiência grega e de outros países europeus, estabelecem um prazo de 5 anos para aplicação da metodologia, afirmando que “do ponto de vista da relação custo-eficácia, é preferível investir na realização de análises em áreas geográficas adicionais que conduzam a resultados estatisticamente mais significativos do que efetuar amostragens mais frequentes”.

Classificação de categorias

Nesta etapa, o relatório grego orienta o chefe da equipa de caracterização para verificar se a área é segura, se os baldes estão claramente identificados e se a equipa compreendeu bem o trabalho, após isso uma quantia manejável da amostra deve ser colocada na mesa para triagem. Durante o trabalho, o chefe de equipa deve verificar sempre se a equipa está a classificar corretamente os resíduos. E, no final da caracterização e tendo em conta que os membros da equipa podem estar cansados e mais propensos a cometer erros, a pesagem deve ser verificada e confirmada pelo chefe de equipa e por outro membro da equipa, sendo os resultados preferencialmente registados diretamente no modelo *Excel*, utilizando um computador portátil ou *tablet*.

O catálogo de triagem foi definido de acordo com o novo plano nacional grego (2020-2030), ao qual foram atribuídos os códigos da LER. O catálogo tem três níveis, o nível I é composto por 16 categorias que são obrigatórias, os outros níveis, II e III, fornecem informações pormenorizadas, compostos por 13 e 38 subcategorias, respetivamente. As categorias ou subcategorias que têm um código LER são identificados no catálogo de triagem, bem como a sua descrição de acordo com a Diretiva 2000/532/CE, e exemplos de resíduos de cada categoria. No nível I, existe uma categoria para “líquidos, gorduras e óleos consumíveis”, código LER 20 01 25. Os lenços de papéis são exemplificados na subcategoria de “papel não reciclável (papel de baixa qualidade)”, código LER 20 01 01. As cápsulas de café são classificadas no código LER para embalagens compósitas (15 01 05), numa subcategoria denominada como “embalagens de cartão para alimentos e bebidas (por exemplo, Tetrapak)”, ou seja, ECAL associado à categoria “cartão”. A categoria dos “resíduos perigosos” foi dividida em “baterias domésticas”, “tintas e vernizes”, “medicamentos” e “outros resíduos domésticos perigosos”. Para além de outras categorias importantes no nível I, como “combustíveis diversos”, “incombustíveis diversos”, “finos” e “outros resíduos”. Os resíduos volumosos são identificados em duas subcategorias (mobiliário e colchões) na categoria “combustíveis diversos”, assim como os “resíduos sanitários”. As beatas devem ser classificadas na categoria “outros resíduos”, e os resíduos “finos” são definidas como as partículas menores que 10 mm, que podem ser separados mais rapidamente se a mesa de triagem for equipada com uma peneira de 10 mm.

No caso das embalagens que contêm alimentos, recomenda-se a sua separação consoante com as categorias de materiais. No entanto, se não for operacionalmente viável, a embalagem completa deve ser colocada na categoria “desperdício alimentar”, devido ao fato de os resíduos alimentares pesarem mais do que a embalagem, e o chefe da equipa deve registar que há algumas embalagens e o seu tipo de material nesta categoria.

Análise estatística

O relatório grego disponibiliza um modelo normalizado de planilha de cálculo *Excel*, com as equações de cálculo necessárias para realizar a análise estatística, que está “configurado para calcular estimativas de composição global para cada fluxo de resíduos, sendo a composição

expressa em termos de percentagem de cada categoria dentro do fluxo em causa", e após determinar e introduzir uma ponderação para cada estrato, em função da sua representatividade, "o modelo calcula automaticamente um perfil para cada campanha e para cada um dos fluxos (indiferenciado, reciclagem seca e biorresíduos)". Existe ainda a possibilidade de aplicar uma ponderação às estações de campanha, "desde que existam dados suficientemente robustos para suportar esse cálculo". As análises estatísticas do modelo padrão são realizadas com um nível de confiança de 95%, no entanto, não comentam outros parâmetros para a apresentação dos resultados.

O capítulo 6 do protocolo fornece orientações para a ponderação dos municípios de acordo com as informações disponíveis e na ausência de tais informações.

No que diz respeito à extrapolação para quantificação da produção de resíduos, o relatório indicará que "estes cálculos dependem de dados externos ao estudo de amostragem, pelo que estão fora do âmbito do protocolo. No entanto, é aconselhável que os municípios se assegurem da fiabilidade dos dados operacionais sobre as tonelagens recolhidas".

Adicionais

É reforçado sobre a importância da formação dos caracterizadores pelo chefe de equipa sobre todas as medias de saúde e segurança e porque é importante que sejam seguidas antes de qualquer trabalho. As principais medidas que o relatório inclui são:

- podem estar presentes materiais potencialmente perigosos, cujos riscos devem ser adequadamente controlados;
- todos os membros da equipa de amostragem devem receber e utilizar os EPI,
- deve estar disponível uma área onde os membros da equipe podem descansar e arrefecer se começarem a sentir sintomas de estresse térmico ou fadiga;
- deve estar disponível um extintor de incêndio, para o caso de materiais inflamáveis se incendiarem;
- os riscos de escorregamentos e quedas devem ser controlados, especialmente se caírem materiais húmido no chão;
- as mãos e rosto devem ser lavados antes de comer ou beber. É proibido comer, beber ou fumar durante a triagem;
- todos os membros da equipe de amostragem devem estar de boa saúde e não ser sensíveis a odores ou poeiras;
- de preferência, os membros da equipe de amostragem devem ter sido vacinados contra o tétano, a poliomielite, a hepatite A e a hepatite B.

Alguns equipamentos citados como essenciais para a realização da caracterização foram:

- EPI para a equipa (máscaras com filtros para evitar a inalação de vapores orgânicos, gases ácidos, amoníaco, partículas de poeira);
- extintor de incêndio;
- equipamento médico e sanitário;

- 1 ou 2 mesas, com uma área combinada de pelo menos 4 m²;
- água, alimentos e bebida;
- balanças eletrónicas de plataforma;
- recipientes, baldes ou sacos em número suficiente para cobrir todas as categorias (etiquetas impermeáveis e claramente legíveis);
- cortadores para abrir os sacos de resíduos;
- ímãs para permitir a distinção entre metais ferrosos e não ferrosos;
- folhas de registo de dados (sempre que possível, um computador portátil ou *tablet* para entrada direta dos resultados no modelo *Excel*);
- pás, vassouras, baldes e sacos de lixo para descarte das amostras.

2.2.4. O futuro da quantificação e caracterização dos resíduos urbanos

Nesta seção serão comentados 7 artigos científicos que abordam a contribuição da inteligência artificial para a gestão dos resíduos urbanos, particularmente no que diz respeito à caracterização de diferentes tipos de materiais. Os artigos são provenientes de sete países diferentes, o mais antigo de 2005 e o mais recente de 2021, conforme numerado abaixo:

1. **Canadá** - O futuro da espectroscopia de infravermelho próximo: aplicações para o meio ambiente (Malley & Williams, 2005);
2. **Austrália** - Previsão da produção de resíduos sólidos urbanos utilizando abordagens de modelagem com inteligência artificial (Abbasi & Hanandeh, 2016);
3. **Índia** - Tecnologias para a separação e gestão de resíduos sólidos: uma revisão (Siddapaji et al., 2016);
4. **Itália** - Processamento de resíduos: novas tecnologias de infravermelhos próximos para identificação e seleção de materiais (Cesetti & Nicolosi, 2016);
5. **Bélgica** - Imagens hiperespectrais para a seleção de têxteis na gama do infravermelho visível e próximo (Blanch-Perez-del-Notario et al., 2019);
6. **Polônia** - Previsão da produção de resíduos urbanos na Polónia através da modelação por redes neuronais (Kulisz & Kujawska, 2020);
7. **Noruega** - Classificação de resíduos sólidos urbanos através de um modelo de rede neural convolucional profunda aplicada a dados multiespectrais (Muri & Hjelme, 2021).

O artigo de Malley & Williams (2005) refere que as mudanças climáticas e a poluição por nutrientes são os impactos negativas que mais crescem atualmente no ambiente. Os autores apontam a espectroscopia de infravermelho próximo (EIP), mais conhecida por NIR (*Near Infrared*), como uma das tecnologias mais promissoras no setor dos resíduos, especialmente para a análise de biorresíduos. Afirmam que:

> A análise NIR no campo ou no laboratório tem o potencial de permitir que muitas amostras sejam testadas de forma económica. Assim, é prático medir a variabilidade espacial do solo, tal como é necessário para praticar a agricultura de precisão. O NIR

> determina com êxito o carbono total, o carbono orgânico, o azoto total, a humidade e tem algum êxito no que respeita ao azoto mineralizável, ao pH, à capacidade de troca catiónica, a alguns metais e ao teor de argila.

O NIR é também apontado como extremamente útil para analisar o comércio de emissões, estabelecido no Protocolo de Quioto. Comentam que no final do mesmo ano, em 2005, teve lugar em Montreal, Canadá, a 11ª Conferência das Parte da Convenção sobre Alterações Climáticas e a Primeira Reunião do Partes do Protocolo de Quioto. Referem que o NIR pode escanear os solos, “com pouca ou nenhuma preparação de amostras, evitando assim a maior parte dos custos”, e pode também monitorizar o carbono e a humidade das turfeiras (a maior reserva de carbono do mundo) e medir a contaminação do solo por óleo.

Por fim, os autores comentam que "as futuras aplicações da espetroscopia NIR no ambiente são limitadas apenas pela nossa imaginação", mas é pouco conhecida entre os cientistas ambientais, pelas empresas, e não se encontra facilmente nos cursos universitários de química ambiental. No mercado dos resíduos e dos solos, dizem que as vantagens económicas são muitas, bem como a redução do tempo de processos como o transporte, o armazenamento de amostras, a preparação de amostras e até resultados imediatos. Além disso, a sua expansão para a identificação do elemento fósforo beneficiará não só a área de resíduos e solos, como também a área das águas doces e marinhas, uma vez que é o elemento responsável pela eutrofização do ambiente aquático.

Abbasi & Hanandeh (2016) desenvolveram um modelo para prever a taxa mensal de produção mensal de RU em Queensland, Austrália, utilizando quatro algoritmos de sistemas inteligentes:

1. Rede neural artificial (RNA);
2. k-vizinhos mais próximos (kNN, sigla em inglês);
3. Máquina de vetores de suporte (MVS);
4. Sistema de inferência neurofuzzy adaptativo (SINFA).

Os autores referem que, entre 1970 e 2014, foram publicados mais de 80 estudos sobre a previsão da produção de RU, entre os quais são utilizados cinco métodos:

1. Estatísticas descritivas
2. Análise de regressão
3. Modelo de fluxo de materiais
4. Análise de séries temporais
5. Modelos de inteligência artificial

Explicam que os métodos estatísticos descritivos convencionais já não são eficazes, “devido às características dinâmicas do processo de produção de RU”, visto basearem-se normalmente no crescimento da população e na produção média de resíduos *per capita*. Na análise de regressão, a previsão está associada à diferentes variáveis económicas e demográficas, com uma teoria estatística bem desenvolvida. As análises efetuadas sobre os modelos de fluxo de materiais foram consideradas questionáveis, devido à baixa consistência dos estudos. As análises de séries temporais, afirmam que estas lidam com dados de natureza dinâmica e que “é possível

utilizar ferramentas não lineares para discernir relações dentro das séries temporais". Quanto aos modelos de inteligência artificial, dizem que, para além de lidarem com a não linearidade dos dados históricos, têm uma elevada flexibilidade e capacidade de previsão comprovada a curto, médio e longo prazo. Portanto, neste artigo simularam a produção mensal de RU utilizando os quatro modelos de inteligência artificial mencionados, para encontrar a melhor modelagem. Afirmam que "nos modelos de inteligência artificial, os dados informam a escolha do modelo em vez de imporem um modelo específico a priori". Os resultados demonstraram que os modelos kNN, SINFA e MVS forneceram previsões mensais da produção de RU com precisão; o método SINFA sugere um melhor desempenho entre os três. Os autores concluem que, "os nossos resultados mostraram que os modelos de inteligência artificial fornecem ferramentas promissoras que podem permitir que aos decisores prever com êxito as tendências futuras na produção de RU".

O artigo de Siddapaji et al. (2016) analisa outros artigos sobre a utilização de tecnologias na gestão dos resíduos urbanos, concluindo que podem ser utilizadas as seguintes possibilidades:

- Sistema de informação geográfico (SIG) e tecnologias de sensoriamento remoto para a atribuição adequada de contentores de recolha de resíduos;
- Identificação por radiofrequência (IDRF), sistema global para comunicações móveis (GSM) e SIG para rastrear a posição dos veículos e monitorizar a recolha e o processo global de recolha;
- Contentores inteligentes, que são muito eficientes para a automatização da gestão de resíduos sólidos, para otimizar as rotas de recolha e melhorar a eficiência da recolha;
- IDRF, SIG, serviço de rádio de pacote geral (SRPG) e sistema de posicionamento global (GPS) integrados em conjunto com tecnologias de câmeras para o sistema de monitorização inteligente de contentores e camiões;
- A espectroscopia de infravermelhos com transformada de *Fourier* (FT-IR) e a imagem hiperespectral são usadas para separar polímeros/plásticos;
- A espectroscopia de infravermelhos próximos e a análise multivariada foram propostas, concebidas e implementadas utilizando o sistema *Raspberry Pi* para segregar os plásticos;
- O método de fluorescência de raios X é utilizado para separar materiais como o vidro, a cerâmica, os metais, os minerais e os plásticos.

Em todos os artigoss, foram utilizadas tecnologias para garantir que os resíduos produzidos fossem recolhidos e transportados para o seu destino final pelo caminho mais curto possível, evitando os efeitos nocivos causados especialmente pelos biorresíduos.

Assim, os autores propõem um sistema que consideram ser o mais adequado para ser implementado pelos governos indianos. No entanto, sublinham que devem insistir para que a separação seja realizada na fonte. O cenário proposto foi o seguinte:

- Para a gestão de resíduos urbanos
  - SIG para recolher informações relacionadas com os resíduos urbanos;

- IDRF | SIG | SRPG | GPS, para um transporte eficiente para o processo global da recolha dos resíduos urbanos;
- Tecnologias de câmaras para monitorizar os trabalhadores.

- Para a separação de resíduos urbanos
  - Tecnologia de sensores adequada para detetar e separar resíduos perigosos, como baterias;
  - Tecnologia de sensores adequada para separar os resíduos com base nas dimensões e processar separadamente;
  - Tecnologia de sensores magnéticos/ de corrente parasita (*Foucault*) para separação de resíduos ferrosos, não ferrosos, pláticos, vidro e orgânicos;
  - A espectroscopia FT-IR e imagem hiperespectral | espectroscopia NIR e análise multivariada | método de fluorescência de raios X são utilizados para separar o plástico, as fibras e o vidro.

O artigo de Cesetti & Nicolosi (2016) foi apresentado na 4ª conferência internacional sobre fronteiras em tecnologias de diagnóstico, realizada em Roma, Itália. Nele relatam que "os grandes intervenientes do mercado da triagem estão a promover o desenvolvimento de novas tecnologias para lidar literalmente com qualquer tipo de resíduos", por ser fundamental para o desenvolvimento sustentável e que, nesta matéria, as técnicas espectroscópicas têm vindo a obter os melhores resultados, especialmente a tecnologia NIR.

Após revisão de outros estudos, concluem que, em geral, as instalações de triagem de resíduos utilizam 6 métodos para a sua separação:

1. Separadores de *trommel*/crivadores de tambor: separação de acordo com a dimensão dos resíduos;
2. Separador de correntes parasitas: separação de resíduos metálicos;
3. Separação por indução: separação de resíduos metálicos;
4. Sensores de infravermelhos próximos (NIR):

> Os sistemas de triagem NIR utilizam a propriedade dos materiais de absorverem luz em comprimentos de onda característicos determinados pela estrutura molecular do material específico. A tecnologia de imagem hiperespectral permite uma análise de alta resolução e um reconhecimento extremamente rápido dos materiais.

5. Tecnologia de raio X: pode ser utilizada para distinguir entre diferentes tipos de resíduos com base na sua densidade;
6. Triagem manual: a técnica mais utilizada atualmente, "amplamente difundida nos países com baixos rendimento".

A NIR é uma das técnicas espectroscópicas e, para além desta, são citadas outras quatro como principais:

- Espectroscopia Raman;
- Difração de raios X (DRX);

- Fluorescência de raios X (FRX);
- Espectroscopia de decomposição induzida por laser (LIBS).

Os autores afirmam que, de todas as técnicas, as não destrutivas, sem necessidade de preparação de amostras e com baixo custo de equipamento, são as mais desejáveis, e que "em geral, os classificadores por imagem têm quatro componentes principais: o sistema de alimentação, o sistema de imagem, o sistema de processamento de imagem e o sistema de separação".

Na Bélgica, foi realizado um estudo por Blanch-Perez-del-Notario et al. (2019) no âmbito do projeto europeu Resyntex, pelo programa de investigação e inovação Horizonte 2020, no qual investigaram a separação de resíduos têxteis com foco na reciclagem química. "RESYNTEX tem como objetivo conceber e desenvolver uma simbiose industrial entre as misturas não usáveis (lã, algodão, polímeros sintéticos) de resíduos têxteis de vestuário e a indústria química".

Para tal, foi utilizado um sensor de imagem hiperespectral (HSI, sigla em inglês) na gama do infravermelho visível e próximo (vis-NIR, sigla em inglês). Para o efeito, realizaram 4 testes diferentes:

1. Classificação hierárquica para a discriminação de materiais têxteis: classificação de 18 categorias de cores diferentes, com especial atenção para o preto, o branco, o azul e o vermelho;
2. Classificação dos têxteis de cor preta: 9 tipos de têxteis puros (algodão, viscose, PET, poliamida, lá, acrílico, seda, rayon e linho) e 9 tipos de têxteis mistos (algodão e PET, PET de algodão, algodão e viscose, viscose e PA; acrílico e PA, algodão e PA, acrílico e lã, acrílico e algodão, e lã e PET);
3. Demonstração da prova de conceito: para os dois primeiros testes, classificação por cor e por tipo de material;
4. Classificação de ganga: combinação com algoritmo genético.

E os métodos de análise utilizados foram:

- Máquinas de vetores de suporte (MVS);
- Classificador discriminante quadrático (CDQ);
- Análise de componentes principais (ACP).

Com os resultados obtidos, os autores concluíram que, apesar de a investigação estar em uma fase inicial, a discriminação de resíduos têxteis através de HSI na gama vis-NIR é promissora, bem como a distinção de têxteis de ganga azul dos não azul.

Dado o potencial dos modelos RNA, também para a previsão da produção de resíduos urbanos, a Polônia realizou um estudo para responder a duas questões (Kulisz & Kujawska, 2020):

1. Existe a possibilidade de aplicar redes neurais artificiais para prever com êxito os níveis de RU (resíduos categorizados) com base em fatores sociais e económicos?

2. Existe a possibilidade de aplicar redes neuronais artificiais para prever com êxito as tendências futuras da produção de resíduos com base em dados históricos?

Comenta-se que o plano nacional polaco de gestão de resíduos (2013) descreveu que com base nos resultados de estudos de previsão da composição e quantidade de resíduos urbanos, os aterros receberão muito menos resíduos biodegradáveis, "os que mais impactam negativamente o meio ambiente", enquanto os resíduos inertes tendem a aumentar.

Os autores comentam sobre a capacidade da modelação por RNA para construir sistemas complexos não lineares, estabelecendo relações entre múltiplas variáveis dependentes e independentes, como "a quantidade ou o tipo de resíduos e a sua correlação com fatores socioeconómicos", afirmam que os modelos de RNA, geralmente, são constituídos por 3 camadas:

1. Camada de entrada - que fornece os dados de entrada ao modelo
2. Camada oculta - onde se efetuam todas as simulações computacionais dos dados de entrada
3. Camada de saída - que produz o resultado

Os modelos de RNA desenvolvidos neste artigo consideraram as seguintes variáveis dependentes:

- população
- rendimento per capita
- relação emprego/população
- número de entidades registadas no REGON por 10.000 habitantes
- número de entidades por tipo de atividade (indústria/construção)

E as variáveis independentes foram determinadas de acordo com a quantidade de resíduos das seguintes categorias:

- papel e cartão
- vidro
- biodegradável
- plásticos e metais
- outros resíduos

Todas as variáveis foram submetidas à análise de correlação de Pearson (r). Os autores concluem que os resultados mostraram uma elevada precisão e que:

> A utilização de modelos de redes neuronais artificiais na avaliação e previsão das necessidades de gestão de resíduos pode apoiar eficazmente a tomada de decisões com o objetivo de minimizar a produção de resíduos e fornecer as bases para o desenvolvimento de métodos modernos de gestão de resíduos.

Salientam que os modelos de RNA devem ser incorporados nos regulamentos e na legislação, uma vez que orientam a gestão de resíduos para os princípios do desenvolvimento sustentável.

Para além de ser considerados uma abordagem rentável para a gestão de resíduos urbanos. Afirmam também que “a metodologia apresentada pode ser adaptada a qualquer município da Europa, utilizando os dados estatísticos recolhidos nos respetivos serviços”.

Na Noruega, os autores Muri & Hjelme (2021) desenvolveram um sistema para caracterização de RU com os métodos de classificação de imagens multiespectrais (MS) baseados em redes neurais convolucionais profundas (RNC), para reconhecer resíduos combustíveis que entram em uma central de valorização energética de resíduos (CVE), utilizando uma base de dados denominada *ImageNet*. De acordo com a pesquisa dos autores, “a classificação de imagens com RNC profundas é um método de aprendizagem automática supervisionado e baseia-se na aplicação de convoluções de imagens com filtros aprendíveis para extrair características relevantes para as categorias de imagens”.

Para isso, treinaram o modelo a partir de 35 cargas de resíduos recepcionados entre junho e setembro de 2020 – na instalação onde o estudo foi realizado - e testaram-no a partir de 14 cargas recepcionadas. Todas as 49 cargas foram identificadas como resíduos domésticos ou industriais. Os autores explicam que “as imagens MS com 16 canais de comprimento de onda de 49 cargas de resíduos foram utilizadas para efetuar a aprendizagem por transferência num modelo *EfficientNetB0* ponderado com parâmetros *ImageNet-NoisyStudent*”. As câmaras foram instaladas numa CVE, como mostra a Figura 35 abaixo:

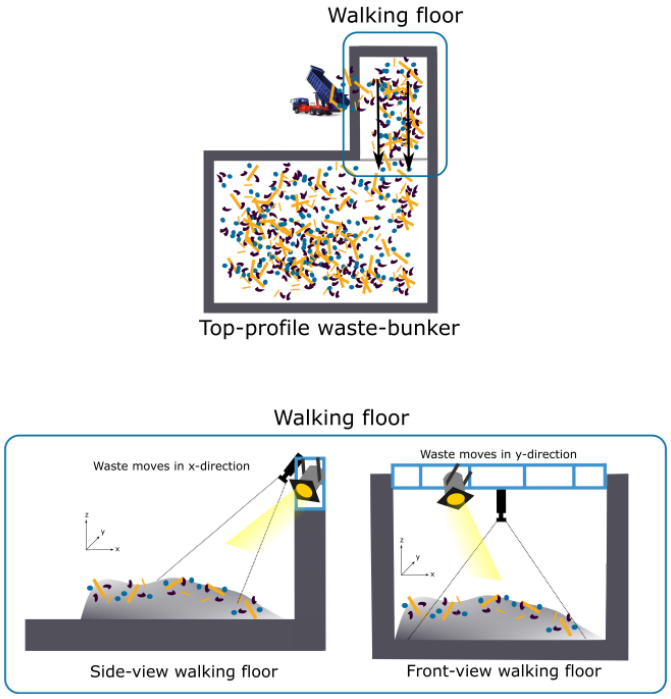


Figura 35: Ilustração da captura de imagens multiespectrais para amostragem de RU (Fonte: Muri & Hjelme, 2021).

O modelo foi ensinado com um total de 3 173 imagens, das quais 1 307 eram de resíduos domésticos e 1866 de resíduos industriais. Demostrando os seguintes resultados:

- ✓ 90% de confiança para distinguir imagens de resíduos industriais de resíduos domésticos;
- ✓ 87% de confiança para distinguir imagens de resíduos domésticos de resíduos industriais.

Concluindo que “a utilização de imagens de MS para treinar um modelo de aprendizagem profunda pode ser utilizada para prever classes de resíduos relacionadas com as propriedades de combustão dos RSU, mesmo que os resíduos pareçam altamente heterogéneos na visão humana”.

Tratando-se de tecnologias, vale a pena comentar o artigo sueco de Dahlén et al. (2008), analisado na seção 2.2.2.2., que refere que os Países Baixos iniciaram a caracterização física dos RU de forma regular em 1971, com triagem manual e mecânica em um laboratório específico para os RU, “utilizando correias transportadoras, separação magnética, placas vibratórias, ciclone de ar, crivos de tambor para três tamanhos de partículas diferentes e balança computorizada”, pelo Instituto Nacional de Saúde Pública e Proteção Ambiental (RIVM).

Finalmente, em Portugal, Barbosa (2023) refere algumas tecnologias já implementadas na gestão de resíduos urbanos no país, e dá como exemplo dois SGRU: a Tratolixo, dispondo de uma tecnologia ótica para o transporte e separação dos sacos da cor verdes e; a Lipor, que tem o concelho da Maia coberto de contentores com tecnologia IDRF, com um controlo do enchimento e da hora da recolha, bem como a quem pertence - o concelho está totalmente abrangido pelo sistema de recolha porta a porta. A Lipor dispõe ainda de um sistema de controlo de qualidade do fluxo de plástico PET, que deteta percentagens acima dos limites de contaminantes. A autora menciona também sobre as expectativas acerca da tecnologia de reciclagem química dos resíduos têxteis, afirmando que “a ação de solventes químicos no vestuário permitiria recuperar, com a qualidade original, pelo menos uma das fibras componentes – e assim, finalmente, tecer roupa nova a partir da velha”.

Capítulo III – Resultados e discussão

3.1. Política de gestão de resíduos urbanos

O princípio da hierarquia dos resíduos afeta todos os outros regulamentos e é talvez o mais importante, seguido do princípio do planeamento e do princípio do poluidor-pagador. A prevenção e redução de resíduos é o nível mais elevado dos princípios da hierarquia dos resíduos e a deposição em aterro é o mais baixo.

A Diretiva-Quadro Resíduos 2018/851 definiu que, até ao final deste ano, serão estabelecidas metas para a reciclagem de resíduos têxteis, biorresíduos, resíduos comerciais, RCD e outros fluxos de resíduos. A Diretiva 2018/852 refere que haverá metas para fluxos específicos de resíduos de embalagens domésticas, comerciais e industriais, e o Decreto-Lei 102-D/2020 menciona metas de reciclagem para o fluxo de REEE. A DQR estabelece ainda um prazo para a implementação da recolha seletiva de biorresíduos, resíduos têxteis, resíduos domésticos perigosos e, quando aplicável, de óleos alimentares usados, biorresíduos perigosos e embalagens que contenham substâncias perigosas, a Diretiva 2019/904 (SUP) estabelece um prazo para a recolha seletiva de garrafas de plástico PET com capacidade inferior a três litros. Para além destes fluxos de recolha seletiva, o Decreto-Lei 102-D/2020 estabelece um prazo para a recolha seletiva de resíduos volumosos e RCD provenientes de habitações. Estes são pontos importantes a ter em conta na definição da metodologia estudada, sobretudo no que respeita à estratificação e classificação de categorias.

Dos relatórios analisados, o relatório da CE (2022) concluiu que a produção de resíduos em Portugal continua a estar associada ao crescimento económico. O relatório da OCDE (2023) sobre o desempenho ambiental em 2020 refere que Portugal esteve entre os dez países da Europa que mais depositaram resíduos urbanos em aterros sanitários. Neste mesmo ano, o artigo do Parlamento Europeu (2023) indica que Portugal depositou 46% dos resíduos urbanos em aterro, enquanto a média da UE era de 18%.

Verificam-se duas divergências nos dados apresentados sobre a quantidade de resíduos produzidos anualmente por habitante, como se pode observar na Tabela 6, e um grande aumento da percentagem de RU em relação aos resíduos globais da UE, que, de acordo com a DQR 2018/851, representavam cerca de 7 e 10%, e cinco anos depois o relatório da Agência Europeia do Ambiente (2023) e o artigo da Parlamento Europeu (2023), afirmam já representar 27% do total de resíduos produzidos na Europa. Segundo o RARU 2021, em Portugal os RU representam 28% do total de resíduos. No entanto, de acordo com Barbosa (2023), não existem dados oficiais sobre os resíduos domésticos, uma vez que esta percentagem inclui os resíduos comerciais; a autora estima que sejam 70% do total de RU (350 kg por habitante/ ano).

Local	Fonte	Ano	Média
PT	Comissão Europeia (2022)	2020	513 kg per capita
	Eurostat (2023)		513 kg per capita
UE	Comissão Europeia (2022)		505 kg per capita
	Eurostat (2023)		521 kg per capita
PT	Parlamento Europeu (2023)	2021	514 kg per capita
	Eurostat (2023)		514 kg per capita
	RARU, APA (2021)		513 kg per capita
UE	Parlamento Europeu (2023)		530 kg per capita
	Eurostat (2023)		530 kg per capita
PT	OCDE (2023)	2021	518 kg per capita
UE	OCDE (2023)		534 kg per capita

União Europeia, com 27 membros, e OCDE, com 38 membros.

Tabela 6: Diferentes fontes de produção média de resíduos urbanos na UE e em Portugal.

Para uma maior fiabilidade dos dados estatísticos da UE, a DQR 2018/851 estabelece a definição de RU de acordo com o Eurostat e a OCDE, segundo a qual os resíduos urbanos são todos os resíduos produzidos nas habitações e recolhidos de forma seletiva e indiferenciada, incluindo:

1. Biorresíduos
2. Papel e cartão
3. Plásticos
4. Metais
5. Vidro
6. Madeira
7. Têxteis
8. Embalagens
9. REEE
10. RPA
11. Volumosos (colchões e mobiliário)
12. RCD (de atividades de pequena escala em habitações)
13. Resíduos de manutenção de parques e jardins (folhas, relva, poda de árvores)
14. Resíduos resultantes de serviços de limpeza de mercados e ruas (contentores de lixo e varredura das ruas, com exceção de areia, pedra, lama ou poeira)

E os resíduos recolhidos de forma indiferenciada ou seletiva de outras origens, mas que sejam semelhantes em natureza e composição aos resíduos domésticos, como os resíduos do comércio de retalho, da administração, da educação, dos serviços de saúde, dos serviços de hotelaria e restauração e de outros serviços e atividades. Entre os capítulos da LER, os resíduos urbanos são classificados no subcapítulo 15 01, no capítulo 17 e no capítulo 20 – com exceção

dos códigos 20 02 02 (terras e pedras), 20 03 04 (lamas de fossas séticas) e 20 03 06 (resíduos da limpeza de esgotos).

Os resíduos excluídos dos RU são:

1. Da produção
2. Da agricultura
3. Da silvicultura
4. Das pescas
5. De fossas séticas ou redes de saneamento e tratamento (lamas de depuração)
6. Veículos em fim de vida
7. RCD (proveniente do setor da construção e demolição)

O DL 102-D/2020 acrescenta ainda os:

8. Industriais
9. Comerciais (grandes produtores – estabelecimento que produza mais de 1.100 litros de resíduos por dia).
10. Outras origens e atividades que não produzem resíduos semelhantes aos produzidos nas habitações.

A DQR 2018/851, assim como outras do "Pacote Resíduo", referem ainda que "a fiabilidade e a comparabilidade dos dados devem ser melhoradas, introduzindo um ponto de entrada único para todos os dados relacionados com os resíduos".

A caracterização dos resíduos urbanos é fundamental para compreender a composição dos vários tipos de resíduos produzidos nas zonas urbanas, sendo também uma ferramenta indispensável para a tomada de decisão em todo o sistema de gestão de resíduos urbanos e para a monotorização das metas legalmente estabelecidas. No entanto, não existe uma metodologia normalizada na UE para a quantificação e caracterização dos resíduos urbanos, pelo que cada país adota uma metodologia diferente, pondo em causa a fiabilidade dos dados e a comparabilidade entre os diferentes estudos, apesar da tentativa da Comissão Europeia, que desenvolveu uma metodologia (ferramenta *SWA*) em 2004, "para melhorar a exatidão e a comparabilidade dos dados da análise de resíduos sólidos", porém ainda não há consenso.

3.2. Evolução da metodologia de quantificação e caracterização de resíduos urbanos de Portugal

Portugal tem 3 gerações de metodologias de quantificação e caracterização de resíduos urbanos e 4 gerações de planos estratégicos para os resíduos urbanos, como se pode ver na Figura 36:

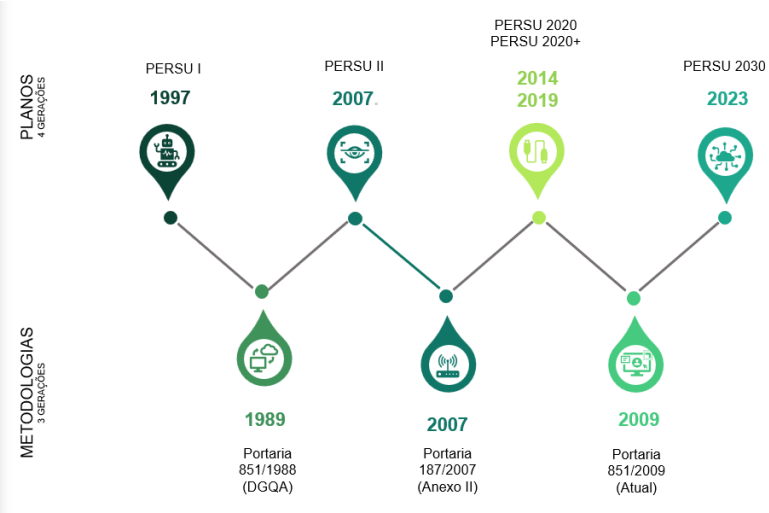


Figura 36: Geração de metodologias de caraterização e quantificação dos resíduos urbanos e de planos estratégicos para os resíduos urbanos

O PERSU I foi aprovado em 1997 e um dos seus principais objetivos era a caracterização dos RU da responsabilidade dos municípios, conforme estabelecido no documento técnico n.º 1 de 1989 da DGQA, que constituiu a primeira metodologia portuguesa. A Portaria n.º 187/2007 aprovou o PERSU II e a 2ª metodologia portuguesa, que de acordo com a Portaria n.º 851/2009 "estabeleceu as linhas mestras necessárias à definição da metodologia para a quantificação e caracterização de resíduos urbanos". Esta última portaria aprova a 3ª metodologia portuguesa, que ainda hoje se encontra em vigor. O PERSU 2030 refere que "encontra-se também em curso a criação e atualização de orientações e normas técnicas que darão resposta a algumas das questões já identificadas e consubstanciadas no RGGR, normas para a realização das caracterizações dos RU e especificações técnicas".

Os anexos I e II deste trabalho mostram a evolução das três gerações (1989, 2007 e 2009). A atualização da 2ª para a 3ª metodologia ocorreu num curto espaço de tempo, dada a necessidade de aplicação da TGR e de cumprimento da DQR 2008. A partir da 2ª metodologia, os SGRU passaram a ser os responsáveis pela sua aplicação. A 2ª metodologia foi proposta por Branco (2005) na sua dissertação de mestrado, orientada pela Prof.ª Doutora Graça Martinho.

Os resíduos urbanos foram o alvo do estudo nas três metodologias, não se considerando fluxos como os RCD, grandes eletrodomésticos, monstros, pilhas e acumuladores, resíduos verdes e resíduos de serviços da limpeza municipal. Os fatores que influenciam a composição e quantidade de resíduos considerados na 1ª metodologia foram o tipo de ocupação dominante na zona de partida e, dentro de cada zona, em função da época do ano. Nas 2ª e 3ª metodologias, foram tidos em conta os períodos sazonais e os sistemas de recolha (indiferenciada e seletiva).

Nota-se que o Despacho n.º 3227/2010 aponta como principais fatores de influência os seguintes:

(i) zona de origem;
(ii) origem dos resíduos;
(iii) tipo da habitação;
(iv) tamanho do agregado;
(v) características socioeconómicas;
(vi) época do ano.

No que respeita ao tipo de amostragem, a primeira metodologia foi a amostragem aleatória estratificada, que passou a amostragem aleatória simples com a segunda metodologia. Esta alteração é proposta por Branco (2005) por ser mais simples de implementar, menos dispendiosa, garantir a representatividade da amostra e de cumprir os requisitos legais nacionais e internacionais. No entanto, Martinho, Silveira & Branco, (2008) referem que a metodologia desenvolvida pela CE (2004) privilegia a amostragem aleatória estratificada por permitir obter resultados mais robustos, uma vez que a análise das amostras por estrato reduz a heterogeneidade dos resíduos urbanos. Salientam ainda que os inquéritos do Eurostat e da OCDE pedem a discriminação entre os resíduos domésticos e comerciais, e que este pedido deve ser considerado a posteriori. A metodologia atual (2009) indica que a amostragem pode ser estratificada por origem e, se for esse o caso, deve ser garantido um mínimo de 5 amostras por estrato.

O nível de amostragem é o mesmo nas três metodologias: veículos de recolha. Martinho, Silveira & Branco, (2008) referem que a metodologia desenvolvida pela Comissão Europeia (2004) recomenda o nível por contentor da via pública, mas que este tem custos mais elevados do que por veículo de recolha. A quantidade da amostra na 1ª metodologia era de 24 unidades, divididas entre municípios urbanos e rurais, na 2ª metodologia aumentou para 45 unidades (21 amostras da recolha indiferenciada e 24 da recolha seletiva) e na 3ª metodologia para 48 unidades (21 amostras da recolha indiferenciada e 27 da recolha seletiva) - mais 3 amostras para o fluxo de papel/cartão e 5 amostras para os casos de estratificação por origem. A unidade de amostras começou com 500-875 kg na 1ª metodologia, passou para 350-500 kg na 2ª metodologia e para 250-350 kg na metodologia atual. As três metodologias utilizam o método de cone e quarteio para reduzir a amostra inicial. A contaminação e o teor de humidade foram tidos em conta a partir da 2ª metodologia, como orientações para o desenvolvimento de fatores de correção para cada categoria do catálogo de triagem e para a identificação dos resultados com base no peso húmido. Foi também definido, a partir da 2ª metodologia, que a amostra deve ser caracterizada no prazo máximo de 24 horas após a recolha.

O Anexo II compara os catálogos de triagem das três metodologias, o 1ª é composto apenas por 8 categorias primárias, o 2ª por 11 categorias primárias e 26 categorias secundárias e na 3ª por 14 categorias primárias e 32 categorias secundárias, como apresentado na Tabela 7; a negrito estão as categorias acrescentadas em relação à 2ª metodologia e a cinzento estão os fluxos considerados como monomateriais, ou seja, não são caracterizados. As frações < 20 mm são classificados na categoria “finos”. Martinho, Silveira & Branco (2008) mencionam que se a

Decisão da Comissão 2005/270/CE fosse adotada, a quantidade de embalagens produzidas seria considerada a mesma quantidade de embalagens colocadas no mercado no mesmo ano, não sendo necessária a classificação das categorias de embalagens.

As campanhas têm a duração de 1 semana nas 3 metodologias. A segunda metodologia recomendando 2 campanhas anuais, uma na estação húmida e outra na época seca, e a terceira metodologia indica que devem ser evitados períodos atípicos que possam influenciar a quantidade ou composição dos resíduos, mantendo-se 2 campanhas anuais, nas estações outono-inverno e primavera-verão.

Baseada na metodologia da CE (2004), a segunda metodologia portuguesa estabelece os padrões estatísticos com um nível de confiança de 95% e uma folha de cálculo normalizada dos dados obtidos. Para além de introduzirem critérios de saúde e segurança e custos de aplicação da metodologia. E todas as metodologias mencionam a utilização de EPI.

Portaria n.º 851/2009	
Categorias (14)	**Subcategorias (32)**
Finos < 20mm	
Biorresíduos	Resíduos alimentares (restos de cozinha)
	Resíduos de jardim
	Outros resíduos putrescíveis
Papel/cartão	Resíduos de embalagens de papel/cartão
	Jornais e revistas
	Outros resíduos de papepl/cartão
Plástico	Resíduos de embalagens em filme de PE
	Resíduos de embalagens rígidas de PET
	Resíduos de embalagens rígidas de PEAD
	Resíduos de embalagens rígidas em EPS
	Outros resíduos de embalagens de plástico
	Outros resíduos de plástico
Vidro	Resíduos de embalagens de vidro
	Outros resíduos de vidro
Compósitos	Resíduos de embalagens de cartão para alimentos líquidos (ECAL)
	Outros resíduos de embalagens compósitas
	Pequenos aparelhos eletrodomésticos
	Outros resíduos compósitos
Têxteis	Resíduos de embalagens têxteis
	Outros resíduos têxteis
Têxteis sanitários	
Metais	Resíduos de embalagens ferrosas
	Resíduos de embalagens não ferrosas
	Outros resíduos ferrosos
	Outros resíduos metálicos
Madeira	Resíduos de embalagens de madeira
	Outros resíduos de madeira
Resíduos perigosos	**Produtos químicos**
	Tubos fluorescentes e lâmpadas de baixo consumo
	Pilhas e acumuladores
	Outros resíduos perigosos
Outros resíduos	Outros resíduos de embalagens
	Outros resíduos não embalagem
Resíduos verdes (recolhidos em separado)	
Resíduos volumosos	

Tabela 7: Catálogo de triagem da atual metodologia portuguesa

3.3. Principais contribuições dos 25 artigos científicos compilados de países europeus e não europeus e dos outros 20 artigos científicos analisados.

Para a pesquisa dos 25 artigos científicos compilados, foram consideradas apenas fontes de qualidade como *Scopus* e *Web of Science*, e os outros 20 artigos analisados foram referenciados pelos 25 artigos compilados. Esta compilação é apresentada nos anexos III e IV e são discutidos nas seções 2.2.2.1. e 2.2.2.2, para cada um dos 20 critérios de avaliação da metodologia estudada.

É unânime o reconhecimento da importância desta metodologia para a eficiência do sistema de gestão de resíduos urbanos, cujos resultados servem para:

- A escolha do equipamento de recolha e transporte de RU (Ozcan et al., 2016);
- A conceção e aplicação de estratégias eficazes de tratamento de RU (Gómez et al., 2009, Castrillón et al., 2013 e outros);
- A conceção de instalações de tratamento de RU (Ozcan et al., 2016);
- A conceção do método mais adequado para a eliminação de RU (Ozcan et al., 2016);
- O planeamento a longo prazo e desenvolvimento sustentável (Teshome et al., 2022);
- A conceção de políticas de gestão dos resíduos urbanos (Villalba et al., 2020 e Cheela et al., 2021 e outros);
- A avaliação do desempenho dos planos ambientais e financeiros (Mathioudakis et al., 2020);
- O planeamento de campanhas de comunicação (Sashimaa et al., 2015);
- A comparação entre diferentes sistemas de recolha (Liikanen et al., 2016);
- A avaliação do ciclo de vida dos RU (Liikanen et al., 2016 e Bisinella et al., 2017);
- A realização de um sistema integrado de gestão de RU (Al-Jarallah et al., 2014, Benis et al., 2018 e Vieira e Fiore, 2021);
- Manter a conformidade com os regulamentos (Adeniran et al., 2017);
- Prever de forma relevante o desenvolvimento futuro e ajudar em projetos de melhores práticas na gestão de RU (Zhao et al., 2021);
- Planear as metodologias e a investigação corretas em matéria de gestão de RU (Cesetti & Nicolosi, 2016).

Os resultados também revelam:

- O potencial dos RU para reciclagem ou reutilização (Adeniran et al., 2017 eTeshome et al., 2022);
- A quantidade estimada de RU por fonte de produção (Adeniran et al., 2017 e Teshome et al., 2022 e outros);
- O potencial de recursos dos aterros sanitários (Saluja et al., 2020);
- A taxa de separação na fonte (Benis et al., 2018 e Zhao et al., 2021 e outros);
- Correlação para calcular o teor energético dos RU (Castrillón et al., 2013);
- Dados sobre resíduos alimentares (Lebersorger & Schneider, 2011b);

Contudo, muitos autores mencionam a necessidade da (o):

- Fiabilidade e precisão dos dados obtidos (Sethi, et al., 2013, Edjabou et al., 2015 e Mathioudakis et al., 2020 e outros);
- Monitorização dos dados obtidos (Mathioudakis et al., 2020);
- Desenvolvimento de uma metodologia normalizada, a nível nacional e internacional, para permitir a comparabilidade de estudos com diferenças espaciais e temporais (Dahlén & Lagerkvist, 2008, Sashimaa et al., 2015, Edjabou et al., 2015, Liikanen et al., 2016 e Cheela et al., 2021).

Verificou-se uma forte relação entre os artigos científicos compilados (Tabela 4). O artigo sueco de Dahlén & Lagerkvist (2008), que analisa 20 metodologias internacionais, foi o mais referenciado; por 8 dos 25 artigos científicos compilados e por 3 dos 20 artigos analisados. Em 2º lugar ficou o artigo mexicano de Gómez et al. (2009), referenciado por 5 dos 25 AC, em 3º lugar ficou o artigo dinamarquês de Edjabou et al. (2015) referenciado em 4 dos 25 AC, e em 4º lugar foi o artigo finlandês de Sahimaa et al. (2015) referenciado por 3 dos 25 AC.

A **metodologia mais aplicada** entre os 25 artigos científicos (AC) foi a desenvolvida pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM) D 5231-92, referenciada por:

- **11 AC de 15 - países não europeus**
  - Da versão de 1998 até a versão de 2016.

- **1 AC de 10 - países europeus**
  - Suécia (2008), versão de 2003.

Esta metodologia americana foi uma das seis utilizadas como base para o desenvolvimento da 2ª metodologia portuguesa. Serviu também de base para o desenvolvimento da metodologia da Comissão Europeia (2004), tendo ambas utilizado a versão de 1992 e, apesar de não ter sido efetivamente normalizada, a metodologia da CE (2004) foi referenciada por:

- **3 AC de 15 - países não europeus**
  - Argentina (2020), Brasil (2021) e Índia (2021).

- **6 AC de 10 - países europeus**
  - Suécia (2008), Dinamarca (2015 e 2018), Finlândia (2015 e 2016) e República Checa (2021).

De referir que o artigo da Índia (2021) integrou as metodologias ASTM D 5231-92 (2016) e CE (2004), e que os artigos da Áustria (2011b), da República Checa (2020) e da Grécia (2020) foram realizados no âmbito de projetos da UE com o objetivo de aprofundar a metodologia da CE (2004) e obter uma metodologia normalizada para a União.

Os países que procuraram desenvolver a sua própria metodologia, com base noutras metodologias de referência, foram os seguintes:

- **2 AC de 15 - países não europeus**
  - Cazaquistão (2020), estudo desenvolvido em parceria com Chipre;

  - Brasil (2021), baseou-se em 6 metodologias, sendo 2 delas portuguesas: DGQA (1989), a primeira metodologia, e o trabalho de Branco (2005), que propôs a atualização da segunda metodologia portuguesa, que se concretizou em 2007.

- **7 AC de 10 - países europeus**
  - Suécia (2008), com base em 20 metodologias internacionais;
  - Finlândia (2015), com base em 4 metodologias europeias e compara 19 estudos finlandeses. Liikanen et al. (2016), continua a desenvolver a metodologia, centrando-se no catálogo de triagem;
  - Dinamarca (2015), com base em 5 metodologias europeias. Edjabou et al. (2018), continua a desenvolver a metodologia, centrando-se nas análises estatísticas;
  - Grécia (2020), realiza o seu artigo no âmbito do programa Horizonte 2020 da CE, em busca de uma metodologia "aplicável a todos os contextos urbanos, independentemente das características específicas do quadro de gestão de resíduos", com custos e esforços relativamente baixos.

Destes sete países europeus, 4 consideraram os 7 erros da Teoria da Amostragem (TAM) para o desenvolvimento de uma metodologia mais robusta: Suécia (2008), Dinamarca (2015 e 2018) e França (2018). O artigo francês, foi realizado no âmbito da 8.ª Conferência Mundial sobre Amostragem e Mistura (WCSB8) da Associação Internacional de Amostragem Pierre Gy - fundador da TAM. O artigo da Suécia (2008) afirma que as incertezas associadas à amostragem são maiores do que as incertezas analíticas, daí a importância de se evitar principalmente os erros previsíveis e possíveis de serem evitados, como explica o artigo dos EUA (2005), que serve como um tutorial sobre os conceitos da TAM, e incentiva os profissionais envolvidos neste processo a terem uma formação básica em TAM, afirmando que "sem formação básica e conhecimento sobre a essência da teoria de amostragem, é difícil (ou mesmo impossível) obter amostras verdadeiramente representativas, especialmente quando se trata de amostragem de materiais particulados heterogéneos" – este artigo será discutido em maior profundidade na seção seguinte.

3.3.1. Estratificação

No que diz respeito aos **resíduos alvos**, muitos artigos procuram analisar os RU de acordo com a sua origem. Na maioria dos casos, centram-se no estudo dos resíduos domésticos:

- **7 AC de 15 - países não europeus**
  - Resíduos domésticos – México (2009), Irão (2018) e Argentina (2020);
  - Resíduos de diferentes setores – Índia, tendo em conta os resíduos domésticos, comercial e industrial (2013 e 2021) e Etiópia (2022), que considera os resíduos domésticos, comerciais, institucionais, de centros de saúde e de varredura de ruas;
  - Resíduos institucional (Nigéria, 2017).

- **9 AC de 10 - países europeus**
  - Resíduos domésticos (indiferenciados) – Suécia (2008), Dinamarca (2015 e 2018), Finlândia (2015 e 2016), Chipre (2015) e República Checa (2021);
  - Resíduos domésticos (indiferenciados e seletivos) – França (2018) e Grécia (2020).

Embora o artigo finlandês de Liikanen et al. (2016) não mencione os resíduos alvo, o seu objetivo era testar a metodologia finlandesa implementada em 2014, denominada "guia para estudos de composição de resíduos indiferenciados" (ver seção 2.2.3), na qual orientam a estratificação por origem. Apenas o artigo de Espanha (2013) caracteriza os resíduos indiferenciados independente da sua origem.

O **tipo de amostragem** predominantemente utilizado em todos os artigos foi a amostragem aleatória estratificada:

- **14 AC de 15 - países não europeus**
  - Com exceção do artigo da Índia, que caracterizou os resíduos estabilizados em aterro (Saluja et al., 2020).

- **8 AC de 10 - países europeus**
  - Os artigos da Finlândia e França (Liikanen et al., 2016 e Wavrer, 2018), não aplicaram a estratificação, por não ser necessária para o objetivo pretendido, porém as metodologias aplicadas em ambos os estudos orientam para este tipo de amostragem.

Por outras palavras, considerando que os 3 artigos que não estratificaram a amostra o fizeram por não ser necessário no âmbito do estudo, pode considerar-se que a escolha do tipo de amostragem aleatória estratificada foi unânime.

Os **fatores influenciadores** mais estudados ou recomendado entre os artigos para a quantidade e composição dos resíduos analisados foram:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - 10 artigos analisaram as influências socioeconómicas, 9 analisaram a sazonalidade, 7 analisaram as zonas de origem, 7 analisaram a origem dos resíduos, 1 analisou o sistema de recolha, 1 analisou hábitos culturais locais e 1 analisou os níveis de educação pública e sensibilidade para as questões da gestão dos resíduos.

O artigo brasileiro (2021), encontrou diferenças nos resultados da quantidade e composição dos resíduos de pequenos municípios, provenientes de níveis de amostragem diferentes (contentores na via pública vs. veículos de recolha). O artigo indiano de Cheela et al. (2021) analisou 4 níveis de amostragem diferentes, encontrando diferenças quantitativas em apenas duas categorias: resíduos orgânicos, com 52% presentes nas amostras recolhidas diretamente nas habitações e 42% nas amostras recolhidas nos contentores na via pública e nas amostras constituídas por veículos de recolha (estação de transferência e aterro sanitário), e; resíduos mistos, com 6,5% em amostras recolhidas nas habitações, 15% nas amostras dos contentores na via pública e nas amostras de veículo de recolha na estação de transferência e 19% nas

amostras de veículo de recolha no aterro sanitário. Os autores entenderam que os resultados se deviam ao fato de as amostras recolhidas nas habitações terem sido separadas, enquanto nos outros níveis não foram. Além disso, no aterro sanitário, as amostras foram misturadas com os resíduos do serviço municipal (por exemplo, varredura das ruas).

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - 9 artigos analisaram a origem dos resíduos, 6 as influências sazonais, 4 as zonas de origem, 2 as tipologias habitacionais (unifamiliar e multifamiliar), 1 o tamanho do agregado familiar (número de moradores), 1 as influências socioeconómicas, 1 os sistemas de recolha e 1 os procedimentos de triagem.

Destes, o primeiro artigo da Dinamarca (2015) refere que a tipologia habitacional é um parâmetro importante a considerar na influência da produção e composição dos resíduos domésticos, e que a análise da separação das embalagens e resíduos alimentares na etapa da triagem não foi significativa para os resultados, representando 7% dos resíduos alimentares e 3% do total dos resíduos domésticos, além de ocupar mais tempo e prejudicar as condições de higiene. O segundo artigo dinamarquês (2018) encontrou alterações significativas na taxa de produção de resíduos urbanos em função do tamanho do agregado familiar e nenhuma alteração devido à sazonalidade entre três estações analisadas (verão, outono e inverno); os autores acreditam que, ao contrário de outros estudos, o resultado se deve ao fato de as amostras terem sido recolhidas nas mesmas habitações e de os resultados terem sido tratados como dados composicionais (exigindo transformações de dados antes de realizar os testes estatísticos).

Dos outros 20 artigos científicos analisados, o artigo austríaco (2011b), tal como o artigo dinamarquês (2018), analisou a influência que as embalagens de resíduos alimentares tinham na categoria de resíduos alimentares, encontrando como resultado 8%, para além do fato de descobrirem que a produção de resíduos alimentares era significativamente maior em zonas urbanas com habitações multifamiliares. O artigo da Suécia (2007) descobriu que, na região analisada, não existia qualquer relação entre a produção de resíduos indiferenciados e de resíduos seletivos, ressaltando a importância de identificar os fatores específicos que influenciam cada região, bem como a importância de dados fiáveis para o desenvolvimento de políticas de gestão de resíduos. O artigo do Gana em parceria com a Dinamarca (2015) não encontrou qualquer relação entre a produção de RU e os níveis socioeconómicos – ao contrário de outros artigos. O artigo da Polônia (2015) encontrou uma relação entre a produção de RU com a razão mulheres/homens e o número de mulheres desempregadas em idade ativa (14 a 64 anos), enfatizando a importância de investigar os fatores económicos e sociais que influenciam no país. O artigo de Portugal (2020) analisou 307 municípios portugueses e concluiu que a atividade produtiva das economias locais é um fator importante que influencia a produção dos resíduos urbanos, enquanto a estrutura etária da população e a densidade populacional se revelaram pouco importantes para explicar o comportamento dos RU nos municípios portugueses.

3.3.2. Amostragem

Relativamente ao **nível de amostragem**, os artigos analisados optaram por constituir as amostras da seguinte forma:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - 9 artigos por veículo de recolha, 3 por contentores na via pública e 3 diretamente nas habitações.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - 4 artigos por veículo de recolha, 4 diretamente nas habitações e 2 por contentores na via pública.

As principais desvantagens mencionadas do nível de amostragem por veículo de recolha, foram a impossibilidade de conhecer o número de habitantes que os produziram (Dinamarca, 2015, Finlândia, 2015, Grécia, 2020 e Argentina, 2020), a compactação dos resíduos é vista como uma maior dificuldade para a etapa da triagem (Dinamarca, 2015 e Argentina, 2020), além de produzir uma maior transferência de contaminação e teor de humidade entre os resíduos (artigos dos países nórdicos e Grécia, 2020). No entanto, os artigos da Suécia (2008), da Finlândia (2015 e 2016), aconselham este nível com rotas em cada estrato, tentado minimizar a compactação da amostra tanto quanto possível; no caso de estudos específicos o artigo sueco (2008) aconselha o nível por habitação. O artigo finlandês (2015) afirma que "estratificar a área e recolher os resíduos separadamente de cada estrato permite ligar as características dos estratos aos dados de composição e excluir outros resíduos não domésticos da análise".

O nível de amostragem por contentor na via pública tem como vantagens o fato de as amostras poderem ser estratificadas com maior precisão e não serem compactadas (Brasil, 2021, Grécia, 2021). O artigo da Grécia (2021) realizou a recolha de amostras sem deslocar os contentores para o local de triagem, mas sim recolhendo as amostras com veículos apropriados e em *big-bags*. Salientam ainda que no caso da recolha em habitações, de modo que os habitantes saibam, pode influenciar os hábitos de consumo e de deposição de resíduos dos cidadãos.

O artigo dinamarquês recolheu amostras de habitações unifamiliares através de contentores individuais e amostras de habitações multifamiliares através de contentores coletivos, com tampas para que as intempéries não alterassem as características das amostras, e sempre em rotas normais para evitar alterações no comportamento das pessoas, sem compactar as amostras (Edjabou et al., 2015 e 2018). O México (2009) e Argentina (2020) informaram os moradores sobre o estudo e lhes entregaram um saco plástico com a identificação do seu estrato.

As **unidades de amostragem** entre os artigos analisados variaram consideravelmente:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - 3 artigos recolheram amostras diretamente na origem, utilizando sacos plásticos, e consideraram a quantidade disponível recolhida como unidade de amostragem (México, 2009, Argentina, 2020 e Etiópia, 2022).
  - Os artigos que se basearam na metodologia americana ASTM D5231-92, variaram entre 12,5 e 250 kg.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - A unidade de amostra variou entre 100 e 500 kg;
  - Nos artigos dinamarqueses (2015 e 2018) e grego (2020), a unidade de amostragem foi consoante a disponibilidade dos contentores em que foram recolhidos (individual ou coletivo), analisando toneladas de resíduos domésticos. Nos artigos dinamarqueses, as amostras foram constituídas por 100 a 200 habitações, de acordo com a metodologia dos países nórdicos Nordtest (1995). Esta orientação é também seguida pelo artigo finlandês (2015), porém este reduz o tamanho inicial da amostra para 100 kg (com 6 destas subamostras por estrato). O artigo sueco (2008), depois de analisar 20 outras metodologias, afirma que 100 kg (com 5 destas subamostras por estrato) é uma quantidade plausível para obter resultados razoáveis;
  - A metodologia MODECOM francesa orienta para 500 kg, tal como seguido pelo artigo checo (2021) e investigado pelo artigo francês (2018), que concluiu através da fórmula da TAM relativo ao Erro Fundamental de Amostragem (EFA) que, em geral, esta unidade de amostragem é representativa para a maioria das categorias do catálogo de triagem da MODECOM, com exceção da categoria do vidro (de acordo com as fotos, resíduos de embalagens de vidro);
  - O artigo da Espanha (2013) caracterizou amostras entre 250 e 300 kg.

Dos outros artigos, o da Áustria (2011b) utilizou o volume do contentor individual (120-240 litros) como medida para determinar a unidade de amostragem. No entanto, para análise das amostras em contentores coletivos (770-1100 litros), o volume de até 240 litros foi retirado aleatoriamente da superfície do contentor, o que pode significar que os resíduos mais densos no fundo do contentor não serão incluídos na amostra.

As **quantidades de amostras (ou tamanho)** recolhidos também variaram consideravelmente:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - Os artigos que calcularam a quantidade de amostras, com base na metodologia dos EUA (ASTM D 5231-92), constituídas por veículos de recolha, apresentaram quantidades baixas entre 10 e 16, médias entre 48 e 60 e altas entre 384 e 666 amostras;
  - O artigo da Índia (2021) calcula a quantidade de contentores para recolha das amostras, utilizando a metodologia CE (2004), totalizando 30 contentores;
  - Utilizaram a metodologia do Japão (Sakurai, 1983), do Reino Unido e dos Emirados Árabes Unidos (Abu Qdais et al., 1997), dos EUA (ASTM D 5231-92) e da Comissão Europeia (ferramenta SWA, 2004).

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - A quantidade de amostra variou entre 10 e 30;
  - O artigo sueco (2008), tal como a metodologia sueca RVF (2005), contesta a equação utlizada pela metodologia americana ASTM D 5231-92, nórdica Nordtest (1995) e a CE (2004), alegando que a equação tem um valor questionável e é limitada na prática, uma vez que se baseia numa mistura de teoria, estudos empíricos e pressupostos. Por isso, recomendam um mínimo de 10 amostras por

campanha, sendo 5 de um único estrato. Afirmam ainda que a única forma de reduzir o EFA é aumentando a quantidade de amostras;

- O primeiro artigo finlandês (2015) recomenda um mínimo de 6 subamostras por estrato, enquanto o segundo artigo finlandês (2016) testa a metodologia finlandesa de 2014, selecionando 30 amostras (8 de municípios menores e 22 de municípios maiores);
- O primeiro artigo dinamarquês (2015) recolheu um total de 1.442 amostras, totalizando 17 toneladas de resíduos domésticos, e no segundo artigo (2018), recolheram 303 amostras, das mesmas 101 habitações em 3 estações diferentes, totalizando 3 toneladas;
- O artigo da Grécia (2020), selecionou 5 contentores de uma freguesia para as primeiras campanhas, na última campanha aumentou para 8 contentores considerando todo o município, caracterizando mais de 4,5 toneladas;
- O artigo da República Checa (2021) considera que a análise dos resultados de 35 caracterizações é suficiente para obter bons resultados da quantidade e composição dos resíduos domésticos.

Em geral, a **duração de cada campanha** foi de 1 semana, com variação no número de campanhas anuais:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - A maioria dos estudos realizou três campanhas anuais, sendo os períodos secos e húmido os mais frequentemente escolhidos;
  - O artigo da Turquia (2016) alerta para o fato de as recolhas serem realizadas nos dias úteis e nos fins-de-semana;
  - Os artigos do México (2009) e da Argentina (2020) alertam para o fato da triagem ser efetuada, de preferência, no mesmo dia em que as amostras são recolhidas.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - Os artigos sueco (2008), finlandês (2015), dinamarquês (2015 e 2018) e grega (2020) também recomendam que a amostra seja constituída por 1 semana completa, tendo em conta a diferença na produção de resíduos nos dias úteis e nos fins-de-semana. Edjabou et al. (2018), referem que “um conjunto de dados de composição de resíduos representativo de todo o ano pode ser obtido a partir de amostras de resíduos de, pelo menos, uma semana completa de um grupo representativo de agregados familiares que cubram as diferentes condições socioeconômicas e geográficas da área” – neste artigo, a sazonalidade na área estudada não teve influência na produção e composição dos resíduos domésticos, não contribuindo para o 2º erro da TAM relativo à flutuação da heterogeneidade periódica;
  - Os artigos sueco (2008) e finlandês (2015) e grega (2020) também recomendam que as amostras sejam caracterizadas no mesmo dia em que são recolhidos ou, no mais tardar, no dia seguinte. O artigo sueco afirma que isto evita o 7º erro da TAM, o Erro de Preparação do Incremento (EPI). Por outro lado, o artigo dinamarquês (2015) considera um prazo de até 1 semana após a recolha das amostras.

A **preparação das amostras** foi realizada da seguinte forma:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - 8 artigos realizaram o método de quarteamento; a maior parte deles referiram o descarregamento da amostra inicial em uma superfície cimentada ou sobre uma lona plástica e, em seguida, a homogeneização e o quarteamento;
  - 3 artigos não reduziram a amostra inicial; o artigo da Argentina (2020) afirma que optaram por caracterizar todos os resíduos recolhidos porque a redução da amostra inicial não é recomendada pela metodologia japonesa (Sakurai, 1983), pela metodologia europeia (CE, 2004) e pelos artigos da Suécia (2008) e da Dinamarca (2015) também discutidos neste trabalho, afirmando que isso evita erros da TAM;
  - 1 artigo, da Turquia (2016), depois de separar as pilhas de amostras, espalha-as para inserir um molde sem topo e sem fundo com dimensões de 1m x 1m x 0,5m - extraindo assim unidades de amostra de 1m³.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - 2 artigos apenas realizaram o método de quarteio;
  - 3 artigos não reduziram a amostra inicial;
  - 3 artigos recomendam o método de pilha plana e alongada; os finlandeses (2015 e 2016) dispõem a amostra inicial em pilhas alongadas, os resíduos volumosos são removidos, misturam e retiram fatias de resíduos com cortes transversais que contemple toda a seção de cima para baixo, com pás e em locais aleatórios da pilha, reservando cada subamostra de 100 kg em contentores identificados com o nome do seu estrato. Tanto o artigo finlandês (2015) como a sua metodologia nacional de 2017 (ver seção 2.2.3.) propõem uma equação para incorporar posteriormente os resíduos volumosos e finos nos resultados da caracterização, dado que o seu peso é de significativa importância entre os RU. Este cálculo é apresentado e exemplificado na seção 2.2.2.2. neste mesmo critério;
  - O artigo da Suécia (2008) refere os erros da TAM a evitar nesta etapa, tais como:
    - 4º Erro de Agrupamento e Segregação (EAS) – mistura da amostra;
    - 5º Erro de Delimitação do Incremento (EDI) – não usar cone e quarteio e sim pilhas alongadas;
    - 6º Erro de Extração do Incremento (EEI) – escolha criteriosa de ferramentas e procedimentos de trabalho.
  - Dinamarca (2015 e 2018) refere não reduzir a amostra inicial para evitar o 4º e 5º Erro da TAM.

Os autores dinamarqueses Edjabou et al. (2015) afirmam que apesar de existirem muitos estudos que dividem a amostra inicial utilizando o método de quarteamento (dando como exemplo a metodologia portuguesa) estudos recentes, como o artigo americano de Gerlach et al. (2001), mostram que esta abordagem gera amostras pouco representativas, remetendo para as recomendações do Dr. Francis Pitard para evitar a conicidade e o quarteamento. Pitard (2019) compilou as obras do francês Pierre Gy no livro “Teoria da Amostragem e Prática de Amostragem” em 1988. Os autores Edjabou et al. (2015) também mencionam o artigo realizado em parceria entre a Dinamarca e a Finlândia (Pertersen et al., 2005), no qual discutem a TAM a

fim de obter amostras representativas e dados fiáveis. Pertersen et al. (2005) alertam a importância de uma formação básica sobra a TAM aos profissionais envolvidos no plano de amostragem, afirmando que "qualquer processo de amostragem irá gerar erros de amostragem. A única forma de eliminar ou reduzir estes erros a um nível aceitável é entender como esses erros de amostragem se originam e se propagam". Por conseguinte, este artigo procura ser um tutorial para uma compreensão geral dos erros da TAM (ver Figura 23). Explicam que o Erro Total da Amostragem (ETA) se divide em erros inevitáveis (corretos), devido às características dos resíduos urbanos, e erros evitáveis (incorretos), gerados pelo processo de amostragem; os inevitáveis estão ligados à constituição e à distribuição heterogénea (CH e DH) dos resíduos urbanos, que geram o Erro Fundamental da Amostragem (EFA) e o Erro de Agrupamento e Segregação (EAS), e os inevitáveis são erros que podem ser reduzidos quase à insignificância, seguindo as orientações da TAM. Os erros evitáveis incluem o Erro de Delimitação do Incremento (EDI), o Erro de Extração do Incremento (EEI) e o Erro de Preparação do Incremento (EPI). O EDI e EEI ocorrem especificamente na redução da amostra e o EPI pode ser causado por uma série de fatores, como erro humano, contaminação, perda dos resíduos finos, absorção, perda de humidade, entre outros.

Relativamente à **contaminação e teor de humidade**, a grande maioria considerou este critério:

- **10 AC dos 15 países não europeus**
  - 4 artigos referem que não compactaram as amostras no momento da recolha para não influenciar a variação deste critério (México, 2009, Turquia, 2016, Argentina, 2020 e Brasil, 2021);
  - 3 artigos da Índia apresentaram taxas de o teor de humidade entre 8,99% e 52,4%;
  - No artigo da Turquia (2016), o teor médio de humidade entre as estações de inverno e verão foi de 71,17%;
  - No artigo do Brasil (2021), o teor de humidade das amostras de recolha indiferenciadas foi de 37% e o das amostras de recolha seletivas foi de 53%;
  - No artigo da Argentina (2020), é mencionado que o procedimento de secagem pode ser adequado para uma maior qualidade dos dados e que a recolha de resíduos domésticos separados entre secos e húmidos pode ser adequada para reduzir a contaminação entre os resíduos.

- **7 AC dos 10 países europeus**
  - 5 artigos referem que não compactaram as amostras no momento da recolha para não influenciar a variação deste critério; os artigos da Suécia (2008) e da Dinamarca (2015), afirmam evitar desta forma mais um o erro da TAM:
    - 7º Erro de Preparação do Incremento (EPI);
  - No artigo da Espanha (2013), o teor de humidade variou entre 25% a 32%;
  - Os artigos da Suécia (2008) e da Finlândia (2015), para além de recomendarem que se evite, ao máximo, a transferência de contaminação e de teor de humidade entre os resíduos, desde a recolha e transporte até à etapa da triagem, enfatizam a necessidade de correções dos dados e registo no relatório final. O artigo finlandês (2015) menciona fatores de correções determinados pela metodologia sueca RVF (2005) para os resíduos de papel e de embalagens;

- O artigo da Dinamarca (2015) calcula a perda de massa húmida dos resíduos, resultando em valores inferiores ao limiar de ajustamento do seu peso, pelo que não são efetuadas correções.
- O artigo francês (2018), desenvolvido com base na metodologia MODECOM, realiza a secagem dos resíduos antes de serem quarteados e triados.

O limiar utilizado pelo artigo dinamarquês (2015) é dado pelo Instituto Austríaco de Normalização, e conforme refere o artigo austríaco, de Lebersorger & Schneider (2011b), para garantir a qualidade dos dados, "os conjuntos de dados que apresentam um desvio superior a 3% do peso total da amostra em relação à soma dos pesos das categorias individuais de resíduos foram excluídos das análises posteriores".

3.3.3. Classificação de categorias

A **triagem da amostra** foi realizada manualmente por todos os artigos analisados, mas com procedimentos diferentes:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - Os resíduos finos variaram entre 12 – 20 mm;
  - 5 artigos mencionaram a utilização de peneiras nesta etapa;
  - O artigo indiano (2013) refere que utilizaram peneiras de diferentes diâmetros, uma vez que pretendiam perceber a quantidade de resíduos biodegradáveis entre os diâmetros 12 e 50 mm, por serem ideais para a compostagem. Neste estudo, a fração fina representou cerca de 10%;
  - O artigo indiano (2021) refere que, embora o método de secagem e peneiração possa melhorar a eficácia nesta etapa, também pode ser uma fonte de erro para os resíduos finos – misturando diferentes tipos de resíduos orgânicos e inorgânicos, e recomendam vivamente a separação dos resíduos inertes na fonte, visto que põe em risco todas as opções de tratamento disponíveis para os RU, especialmente a compostagem;
  - O artigo mexicano (2009) separa os resíduos alimentares das respetivas embalagens (sólido ou líquido);
  - O artigo do Cazaquistão (2020), foi o único que separou uma categoria para os resíduos orgânicos finos (< 12 mm), representado um total de 29% do total dos RU.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - Os resíduos finos variaram entre 10 – 20 mm; os artigos da França (2018) e da Grécia (2020) foram os únicos a considerar uma categoria primária para estes resíduos.
  - 4 artigos mencionaram a utilização de peneiras nesta etapa;
  - O artigo sueco (2008) questiona o método de peneiração, alegando que além de demandar mais tempo nesta etapa, as frações peneiradas e determinadas como

resíduos finos (geralmente < 10 mm) podem conter uma quantidade significativa de resíduos orgânicos e inorgânicos. Por conseguinte, afirmam que é possível separar os resíduos finos com base na observação visual e cuidadosamente sem a utilização de peneiras. Referem que de acordo com a metodologia sueca RVF (2005), a maior parte dos resíduos finos, como areia de gato, resíduos de aspiradores de pó, são ensacados;

- Os artigos finlandeses (2015 e 2016) também não consideram obrigatória a utilização de peneiras, sendo a fração fina que fica na mesa de triagem separada com base na observação visual;
- O artigo da Dinamarca (2015), por outro lado, menciona o fato de ter peneirado as amostras para evitar o:
    - 6º Erro de Extração do Incremento (EEI);

  No entanto, separou os resíduos finos em diferentes categorias, de acordo com o tipo do seu material;
- Os artigos da Suécia (2008), Dinamarca (2015) e Grécia (2020) referem a importância de uma equipa de caracterização bem formada que compreenda o significado e as orientações desta metodologia. Os dois primeiros artigos afirmam que isso evita o:
    - 7º Erro de Preparação do Incremento (EPI).

Na Áustria, Lebersorger & Schneider (2011b), avaliaram a necessidade de peneirar as amostras antes da triagem, concluindo não ser necessário, pois a peneiração acaba por "aumentar consideravelmente a proporção de finos", além de se perder informações sobre o ciclo de vida dos resíduos alimentares, uma vez que estes serão separados de suas embalagens.

Todos os **catálogos de triagem** apresentados nos 25 AC foram compilados nos Anexos VII e VIII. Cada catálogo correspondendo aos objetivos do seu estudo.

- **Dos 15 AC - países não europeus**
    - As categorias primárias variaram entre 6 e 17 categorias;
    - O artigo da Argentina (2020) foi o único a apresentar categorias secundárias;
    - O artigo do Cazaquistão (2020) foi o único a considerar 3 níveis de classificação, baseado no artigo finlandês (2015). As categorias escolhidas foram em função da sua abundância nos RU do país e do seu potencial de valorização, como as "fraldas", que representaram quase 6% do total de RU e podem vir a ser valorizadas;
    - Foi verificado o número de vezes que algumas categorias foram classificadas:
        - 15 AC - resíduos orgânicos
        - 12 AC - resíduos têxteis
        - 7 AC - madeira
        - 5 AC - REEE
        - 4 AC - resíduos sanitários
        - 3 AC - resíduos de couro e borracha
        - 3 AC - bateria
        - 3 AC - ECAL
        - 2 AC - resíduos perigosos

- 2 AC - RCD
- 2 AC - resíduos finos
- 1 AC - resíduos volumosos

- O artigo da Argentina (2020) afirma ter otimizado o seu catálogo tanto quanto possível para melhorar a significância estatística dos resultados.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - As categorias primárias variaram entre 7 e 13 categorias;
  - As categorias secundárias variaram entre 8 e 45 subcategorias;
  - O artigo sueco (2008), baseado na metodologia sueca RVF (2005), afirma que a significância estatística diminuirá à medida que o número de componentes aumenta e, portanto, aconselha um máximo de 10 categorias primárias, uma das quais para os resíduos que não se enquadrarem em nenhuma das outras categorias, por exemplo "diversos", e que os níveis secundárias e terciárias estejam evidentemente ligadas ao nível primário;
  - Os artigos da Dinamarca (2015 e 2018) e da Finlândia (2015 e 2016), desenvolveram um catálogo de triagem baseado em três níveis, definida como uma "abordagem hierárquica das frações de resíduos", ou seja, um catálogo de triagem detalhado que permita a comparação entre diferentes estudos com diferentes necessidades de informação, tendo em conta as diretivas da UE e a utilização de uma nomenclaturas precisas. Assim como os artigos da Áustria (2011b) e da República Checa (2020). Basicamente, o nível I é dividido pelo tipo de material dos RU, o nível II pela sua especificidade e/ou finalidade e o nível lll pela necessidade de informação do setor de RU.
  - O artigo da Finlândia (2015) relata que realizaram uma votação entre as entidades da gestão de RU, entre 62 categorias de maior relevância, desenvolvendo um catálogo de triagem em que os resíduos perigosos não estão concentrados numa única categoria, visto existirem diferentes tipos de materiais de resíduos perigosos, como resíduos químicos, madeira tratada, baterias, entre outros, pelo que são indicados pela letra *"a"* no catálogo. Também fornecem orientações sobre quais categorias somar para obter informações apenas dos:
    - Resíduos biodegradáveis
    - Resíduos combustíveis
    - Resíduos de embalagem
    - Resíduos de responsabilidade do produtor
  - O artigo da Finlândia (2016) aumentou o catálogo de triagem, após entrevista com algumas entidades que ficaram de fora do artigo de 2015. Assim, foram introduzidas quatro categorias terciárias no nível III, correspondentes aos biorresíduos, papel e cartão. No caso dos biorresíduos, assumiu-se a diferença entre o desperdício alimentar evitável e não evitável. Ao contrário do que o primeiro artigo pressupunha, esta separação não aumentou significativamente a carga de trabalho na etapa de triagem, mas sim a separação de resíduos que contêm vários tipos de materiais – cuja orientação é separar o máximo possível e, caso não seja possível, deve ser classificado de acordo com o seu material principal.

- Em relação aos biorresíduos, a maioria dos catálogos de triagem separa os resíduos alimentares dos resíduos de jardim, quer na categoria primária quer na secundária. Destes, seis dividem ainda os resíduos alimentares em resíduos evitáveis e não evitáveis (Dinamarca, 2015 e 2018, Chipre, 2015, Finlândia, 2016, França, 2018 e Grécia, 2020);
- O artigo austríaco de Lebersorger & Schneider (2011b) que pretendiam que a sua investigação servisse de base para uma metodologia internacional normalizada, definiram uma classificação de categorias específica para os resíduos alimentares doméstico, divididas em 3 níveis: (i) a sua evitabilidade; (ii) a fase do seu ciclo de vida, e; (iii) a identificação da embalagem. Constituídos por três questões: a primeira questão determina se o resíduo alimentar é evitável ou inevitável, no caso de ser evitável, a segunda questão procura conhecer a fase do ciclo de vida do resíduo alimentar, e a terceira questão separara os alimentos embalados entre as embalagens primárias - que permite coletar mais informações sobre os alimentos - de outras embalagens, como as de serviço, sendo indicado classificá-los na categoria de resíduos alimentares.
- Em relação ao papel e ao cartão, os catálogos de triagem da Dinamarca (2015 e 2018), da Finlândia (2015 e 2016) e da França (2018) consideram uma categoria primária para o papel e outra para o cartão, enquanto os catálogos da Espanha (2013), da Grécia (2020) e da República Checa (2021) os consideram numa única categoria “papel/cartão”;
- Em relação aos plásticos, os catálogos dinamarqueses (2015 e 2018) são os únicos que separam os plásticos pelo seu tipo de resina (1-7), inclusive outras resinas plásticas rotuladas como [1-19] e ABS (acrilonitrilo/butadieno/estireno), bem como categorias para “plástico filme puro” e “plásticos compósitos + revestimento metálico”; O primeiro artigo menciona que esta divisão é feita para permitir uma análise detalhada. A este respeito, o artigo finlandês (2016) menciona que uma das informações solicitadas pelo setor de gestão de RU na votação proposta foi esta separação das embalagens de plástico, mas optaram por não o fazer porque esta classificação se revelou difícil e morosa. O artigo espanhol (2013), apesar de apresentar apenas as categorias primárias, menciona que o PVC entre os plásticos foi o de menor incidência. O catálogo grego (2020) indica que seguiu o catálogo de triagem estipulado pelo programa Horizonte 2020 da UE (nomenclatura *Waste-4think*), que determina uma categoria para os resíduos de “plástico filme não embalagem e sacos plásticos de recolha de resíduos”;
- Em relação aos metais, foram tratados de forma semelhante em todos os artigos, isto é, como metais ferrosos e não ferrosos, e separados por embalagem e não embalagem;
- Em relação às ECAL, o catálogo francês (2018), que segue a metodologia MODECOM, classifica-a em uma subcategoria ligada à categoria primária dos “compósitos”, os catálogos dinamarqueses (2015 e 2018) e finlandês (2015 e 2016), classifica-as ligada à categoria do “cartão”, e com nomenclaturas diferentes. A República Checa (2021) e o Chipre (2015) as denominam como “Tetra Pack”;

- Em relação ao vidro, a maioria dos artigos separa as embalagens das não embalagens. Os artigos da Dinamarca (2015 e 2018) e da França (2018) separam ainda pelas suas cores;
- Em relação aos REEE, foram classificados em categorias primárias, ou em categorias secundárias ligadas aos "compósitos" ou "resíduos especiais". O catálogo dinamarquês (2015) separou os REEE em 10 categorias;
- Os têxteis estão presentes em todos os catálogos, quer se trate de categorias primárias ou secundárias. Os catálogos da Dinamarca (2015 e 2018) determinam também uma categoria para o couro e borracha, e o da Finlândia (2015 e 2016) e da Grécia (2020) para os calçados e bolsas;
- Em relação aos têxteis sanitários, o catálogo francês (2018) classifica uma categoria primária como "têxteis para o cuidado de saúde", dividindo-a na "fração higiênica" e "papéis sujos". O catálogo da Grécia (2020) classifica os "têxteis sanitários" e as "fraldas" numa categoria secundária, associada a "diversos". O catálogo de Chipre (2015) classifica o "papel higiénico e de cozinha" em uma categoria primária. Os catálogos da Dinamarca (2015 e 2018) classifica três categorias no nível III para "fraldas", "tampões" e "preservativos", associadas à categoria primária "diversos combustíveis". E os catálogos da Finlândia (2015 e 2016) classificam apenas uma categoria secundária como "fraldas e protetores higiénicos", relacionada com a categoria primária "resíduos diversos";
- Em relação a madeira, a maioria dos artigos classificou-a como embalagem e não embalagem. Os artigos finlandeses (2015 e 2016) são os únicos a separar uma categoria para "madeiras tratadas" e "madeiras de construção e demolição"; a primeira porque se trata de resíduos perigosos e a segunda devido aos requisitos da diretiva europeia relativa aos RCD;
- Em relação aos resíduos perigosos, a maioria dos artigos também classifica em categorias primárias ou secundárias. Os artigos da Dinamarca (2015 e 2018) criam uma categoria primária denominada como "resíduos especiais", em que, para além dos "REEE" e das "baterias", existe uma categoria para "outros resíduos perigosos doméstico". Os artigos da Finlândia (2015 e 2016) optam por sinalizar todos os resíduos perigosos no catálogo, como "medicamentos", "madeira tratada", "baterias" e "lâmpadas";
- Em relação à categoria "outros", o artigo da Suécia (2008), que apresentou as 11 categorias mais comuns entre as 20 metodologias internacionais analisadas, destacou uma para os "outros orgânicos" e outra para os "outros inorgânicos" - os autores também questionam a nomenclatura de categorias como resíduos orgânicos, visto que podem abranger diferentes tipos de materiais como alimentos, papel, madeira, têxteis e plástico. Os artigos da Finlândia (2015 e 2016) e da França (2018) classificou como "outros resíduos combustíveis" e "outros resíduos não combustíveis". Os artigos da Dinamarca (2015 e 2018) consideram uma categoria para "diversos combustíveis" e "inertes"; esta última contém "cinzas de residências", "areia para gato", "pedras e areia" e "RCD doméstico";
- Em relação aos finos, o artigo da Suécia (2008) enumera-os como uma das 11 categorias mais comuns, mas apenas os artigos de França (2018) e da Grécia (2020)

classificaram uma categoria específica para estes resíduos, enquanto os restantes artigos os separam em diferentes categorias. Neste sentido, o catálogo dinamarquês (2015 e 2018) destaca-se por prever várias categorias possíveis, como "solo húmido" associado aos "resíduos de jardinagem"; "sacos de aspirador de pó" associado aos "diversos combustíveis"; "pedras e areia" associado aos "inertes", entre outros;

- Em relação os resíduos verdes, o artigo de Chipre (2015) atribui uma categoria primária como "resíduos verdes e de quintal" e o artigo da Dinamarca (2015 e 2018) uma categoria primária como "resíduos de jardinagem", tendo como divisões secundárias as categorias "animais mortos e excremento de animais (excluindo areia de gato" e "resíduos de jardim". Os artigos da Finlândia (2015 e 2016), da França (2018) e da Grécia (2020), tiveram a categoria resíduos de jardim no nível secundário.
- Em relação aos resíduos volumosos, apenas o artigo grego (2020) lhe atribui uma categoria própria. Contudo, são tidos em conta nos artigos finlandeses (2015 e 2016) através do cálculo de distribuição de parte do seu peso em cada categoria do catálogo;
- Em relação ao RCD doméstico, os artigos da Dinamarca (2015 e 2018) consideram-nos no nível II como "resíduos de construção e demolição doméstico" ligados à categoria "inertes", os artigos da Finlândia (2015 e 2016) preveem uma categoria para "entulhos" e o artigo da República Checa (2021) classifica uma categoria primária como "RCD".

3.3.4. Análises estatísticas

No que concerne aos **padrões estatísticos**, o nível de confiança mais utilizado foi 95%.

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - 1 artigo menciona ter utilizado o nível de confiança de 99%;
  - 5 artigos mencionaram ter utilizado o nível de confiança de 95%;
  - 3 artigos mencionaram ter utilizado o nível de confiança de 90%.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - 3 artigos mencionaram ter utilizado o nível de confiança de 95%;
  - O artigo da Suécia (2008) afirma que cada categoria do catálogo de triagem necessitará de uma quantidade específica de amostra para atingir um determinado nível de padrão estatístico e, para garantir esse padrão, as amostras que possuem resíduos extraordinários, como animais mortos, devem ser consideradas como um valor extraordinário;
  - O artigo da Finlândia (2015), para garantir resultados estatísticos fiáveis, recomenda um padrão estatístico de 95%, o cálculo do intervalo de confiança para cada categoria e um bom plano de estratificação das amostras;

- Em 2015, a Dinamarca apresentou um artigo no âmbito 6.º *Workshop* Internacional de Análise de Dados Composicionais, no qual, pela primeira vez, analisou os resíduos alimentares considerando os dados como composicionais. Para o efeito, compararam os coeficientes de correlação entre as categorias de resíduos alimentares em diferentes conjuntos de dados, utilizando os testes estatísticos de Pearson e a análise de razão logarítmica, concluindo que esta última ferramenta apresentou os mesmos valores para os diferentes conjuntos de dados e todos positivos, permitindo-lhes assim "descobrir a verdadeira relação entre as frações de desperdício alimentar"; o contrário ocorreu com os resultados do teste de Pearson. Os autores, Edjabou et al. (2015b), lembram que os princípios dos dados composicionais foram determinados por Aitchison (1994), que explica que a estrutura dos dados relativos (%) é um conjunto de dados fechado, ou seja, soma sempre 100 e devem, portanto, ser tratados com análises estatísticas específicas ao invés das estatísticas convencionais. Assim, o artigo dinamarquês (2015) de Edjabou et al. e compilado neste trabalho, utilizou a transformação logarítmica dos dados obtidos, seguindo as orientações do livro de Reimann et al. (2008), cujos autores são investigadores estatísticos e geoquímicos da Noruega, Canadá e Áustria, dedicados ao tratamento de dados ambientais – que possuem propriedades de dados composicionais como o fechamento e a distribuição assimétrica - e no qual concluem que a transformação logarítmica dos dados é a mais vantajosa para dados ambientais;
- O artigo dinamarquês (2018) de Edjabou et al. reitera a importância de um tratamento especial dos dados obtidos na caracterização dos resíduos, uma vez que se tratam de dados fechados, em que um aumento da percentagem de uma categoria de resíduos irá automaticamente diminuir outra categoria. Desta vez seguem as orientações de um artigo espanhol (Egozcue et al., 2003) e realizam a transformação isométrica de razão logarítmica (ilr). Concluem que, embora a média aritmética seja frequentemente utilizada para representar uma medida de tendência central, pode violar o pressuposto da distribuição normal dos dados e ser influenciada por valores extremos, afirmando que uma média geométrica baseada na razão logarítmica se revelou ser mais fiável do que a média aritmética. Referem ainda o artigo científico realizado entre a Dinamarca e a Espanha (2017), no qual verificaram que a média aritmética, o desvio padrão e os coeficientes de correlação conduziam a erros sem as devidas transformações antes dos testes estatísticos, os autores instam os profissionais da área da gestão de RU a considerarem os dados obtidos na caracterização dos RU como dados composicionais, pois nem mesmo a metodologia europeia (CE, 2004) tem em conta as suas restrições.

Quanto aos outros artigos, o artigo dos espanhóis Pawlowsky-Glahn & Egozcue (2015) relata toda a história do desenvolvimento de ferramentas analíticas para a análise de dados composicionais (CoDa), introduzidas pelo estatístico escocês Jonh Aitchison entre as décadas de 1980 e 2000, reconhecendo que a transformação mais adequada é a da família "isométrica" introduzida pelos mesmos autores no artigo de Egozcue et al. (2003), ou seja, recomendam a transformação isométrica de razão logarítmica (ilr). Os artigos suecos (2007 e 2009) investigaram

a fiabilidade dos dados oficiais de caracterização dos resíduos domésticos, identificando várias fontes de erro. Neste último artigo, os autores referem que a importância de dados fiáveis não deve ser subestimada se se pretende alcançar um desenvolvimento sustentável, mencionando a necessidade de testes estatísticos mais complexos para relacionar diversas variáveis, como a análise de variância multivariada. O artigo da Dinamarca (2017), analisou a influência e a incerteza nos resultados dos modelos de ACV em relação à composição dos RU, com resultados de 48% e 83%, respetivamente, e concluem que os resultados foram prejudicados pela falta de uma metodologia normalizada a nível internacional e pelo fato de os dados de composição de resíduos não serem tratados numa abordagem de dados composicionais. O artigo dos Emirados Árabes Unidos em parceria com o Reino Unido (1997) afirma que, em geral, as categorias individuais não seguem uma distribuição normal, a menos que representem cerca de 30 e 70% da composição total dos resíduos urbanos, como pode ser o caso dos biorresíduos. O artigo americano (2011) de Painter et al. partilhou um método testado de rastreio simultâneo da média, da média aparada e da mediana no momento da caracterização dos RU, com um nível de confiança de 90%, afirmando que "esta abordagem foi adotada para aproveitar a robustez da eficiência da média para categorias de resíduos com distribuição quase normal e a robustez da validade da mediana para categorias com uma distribuição não normal", permitindo alcançar padrões estatísticos mesmo para categorias de resíduos menos comuns entre os RU - que muitas vezes requerem quantidades de amostras técnica e economicamente inviáveis para garantir tal precisão estatística.

Em termos de **apresentação dos dados**, a maioria dos artigos científicos utilizou a média como medida de tendência central e o desvio padrão como medida de variabilidade. As considerações a serem feitas são:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - A categoria mais relevante para se extrair a média e o desvio padrão variaram;
  - Os artigos da Índia (2016) e do Cazaquistão (2020) foram os únicos que ainda utilizaram valores de mediana e de quartis (1º e 3º);
  - O artigo da Argentina (2020) utiliza o teste *Tukey* para comparar diferentes estratos, e apresenta os dados em kg / por habitante / dia por categoria para comparar estratos. Os autores afirmam que "desta forma, evitámos as restrições relacionadas a análise de conjuntos de dados fechados" (Villalba et al., 2020);
  - O artigo da Etiópia (2022) desenvolveu um modelo para prever a taxa de produção de RU domésticos com base em 7 fatores de influência, utilizando a transformação logarítmica para dados que não tinham uma distribuição normal.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - Os artigos finlandeses (2015 e 2016) apresentam os dados tal como recomendado pela metodologia da CE (2004);
  - O artigo dinamarquês (2018) apresenta os valores da média aritmética e geométrica, o desvio absoluto da mediana e quartis. Apresentam também uma tabela que compara as análises estatísticas clássicas com as análises de dados composicionais;

- O artigo de França (2018) apresenta as fórmulas da TAM e a sua aplicação para os RU domésticos;
- O artigo da Grécia (2020) apresenta mediana como medida de tendência central, e a amplitude, o intervalo interquartil e o quartil superior e inferior como medida de variabilidade;
- O artigo da República Checa (2021) refere que, como nenhum dos dados seguiu uma distribuição normal, os testes estatísticos utilizados foram testes não paramétricos.

No que se refere à **aplicação informática**, os *softwares* mencionados para as análises estatísticas foram:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - Programa estatístico R - *Core Team*, 2012 (Uganda, 2014);
  - MS Excel – versão 2007 (Índia, 2016);
  - *Statistical Package for Social Sciences* (SPSS) - versão 13 (Irão, 2018);
  - *Statistical Package for Social Sciences* (SPSS) - versão 21 (Nigéria, 2017);
  - *Statistical Package for Social Sciences* (SPSS) - versão 25 (Etiópia, 2022);
  - *ArcGIS Grouping Analysis* (Argentina, 2020).

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - Programa estatístico R (Dinamarca, 2015);
  - Programa estatístico R - *Core Team*, 2016 (República Checa, 2021);
  - *Statistical Package for Social Sciences* (SPSS) - versão 23 (Finlândia, 2016);
  - *CoDaPack*, *Open Source R* e *robCompositions (softwares* específicos para dados composicionais, comentados pelo artigo da Dinamarca, 2018);
  - *ECHANT*, baseado na TAM e desenvolvido para calcular o Erro Fundamental da Amostragem (França, 2018);
  - MS Excel e os seguintes pacotes do programa R *Core Team*, 2019: *zCompositions*, *dplyr*, *ggPlot* e *magrritr* (Grécia, 2020).

Um artigo em parceria entre a Áustria e a República Checa (Templ et al., 2011), apresentou um *software* específico para CoDa, denominado *robCompositions*, utilizando a linguagem de programação livre e aberta do pacote R (Core Team 2010), estando disponíveis no pacote a transformação isométrica de razão logarítmica (ilr).

Na maioria dos artigos, a **quantificação** da produção de RU baseou-se nos dados conhecidos e disponibilizados pelos municípios, a mencionar que:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - Para quantificar a produção anual de RU doméstico, o artigo do México (2009) utilizou um cálculo de média ponderada, considerando os meses mais representativos do ano;
  - O artigo do Cazaquistão (2020) calcula a produção total de RU com base nas orientações do artigo de Tchobanoglous et al. (1993) – ver seção 2.2.2.4., utilizando

valores mensais mínimos, médios e máximos, o desvio padrão, a mediana e os quartis;
- O artigo argentino (2020) afirma que seguiu as orientações da metodologia da CE (2004), isto é, considera a quantidade de resíduos produzidos por cada estrato numa base diária e o número de pessoas que os produziram;
- O artigo do Brasil (2021) recomenda o controlo do peso dos resíduos rececionados pelas instalações que os gerem, dividindo-o depois pelo número de habitantes do município;
- O artigo da Índia (2021) conclui que a taxa de produção de RU na região analisada é proporcional à densidade populacional, remetendo para um artigo de Portugal (Soukiazis & Proença, 2020) que, por outro lado, concluiu que a influência da densidade populacional é neutra em relação à produção de RU.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - O artigo da Finlândia (2015) afirma que, ao caracterizar apenas os resíduos domésticos, é possível determinar com maior precisão a taxa de produção por estrato, por pessoa e por ano;
  - Os artigos dinamarqueses (2015 e 2018) calculam a taxa de produção de resíduos domésticos por estrato, por pessoa e por semana, e no último artigo referem que a taxa de produção de resíduos deve ser "baseada na dimensão do agregado familiar para evitar erros de flutuação que possam ser introduzidos pela distribuição da dimensão do agregado familiar".

3.3.5. Adicionais

As referências aos **meios materiais e humanos** feitas pelos artigos foram as seguintes:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - Em geral, a caracterização foi realizada por uma equipa de 4 a 6 trabalhadores. Três artigos referem que a equipa era composta por catadores presentes na lixeira ou aterro sanitário (Índia, 2013, Uganda, 2014 e Índia, 2020). Dois artigos referem que as equipas eram constituídas por profissionais experientes (México, 2009 e Cazaquistão, 2020). O artigo da Índia (2021) afirma que a não qualificação dos intervenientes aumenta a complexidade da obtenção de dados fiáveis, bem como alterações dos membros da equipa durante a etapa de triagem;
  - 3 artigos referem a utilização de uma balança digital calibrada (México, 2009 Kuwait, 2014 e Turquia, 2016), balança mecânica e um dinamômetro (Brasil, 2021);
  - 2 artigos referem a utilização de um lona plástica (Kuwait, 2014 e Turquia, 2016);
  - 2 artigos referem a utilização de uma pá (Kuwait, 2014 e Nigéria, 2017).

- **Dos 10 AC - países europeus**

- O artigo sueco (2008) considera, com base na metodologia europeia (CE, 2004) e sueca (RVF, 2005), que 3 a 4 caracterizadores, é uma quantidade razoável para caracterizar 500 kg por dia, tendo em conta a experiência dos trabalhadores da equipa e a quantidade de categorias do catálogo de triagem;
- Os artigos da Dinamarca (2015), da Finlândia (2016) e da Grécia (2020), referem que a caracterização foi realizada por uma equipa de profissionais com formação adequada;
- O artigo da Grécia (2020) menciona a utilização de *big-bags* para a recolha e transporte das amostras em contentores na via pública, e de balanças de alta precisão. O artigo da República Checa (2021) menciona a utilização de uma balança digital e uma máquina fotográfica.

No que diz respeito à **saúde e segurança**, apenas foram feitas as seguintes menções:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - O artigo de Kuwait (2014) refere a utilização de EPI pela equipa da caracterização e a presença de um conjunto de primeiros socorros;
  - Os artigos do Uganda (2014) e da Índia (2020) apresentam fotografias da equipa de caracterização a trabalhar sem EPI e em más condições.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - O artigo da Finlândia (2016) realizou uma palestra com a equipa da caracterização, abordando questões sobre a saúde e a segurança relacionadas com o trabalho;
  - O artigo da República Checa (2021) menciona a utilização de EPI pela equipa de caracterização.

Poucos artigos comentam os **custos** associados à caracterização:

- **Dos 15 AC - países não europeus**
  - O artigo da Argentina (2020) refere que otimizaram a quantidade de amostras de resíduos domésticos recolhidos por dia (20 unidades) para poderem recolher as amostras com carros particulares, reduzindo assim os custos do estudo;
  - O artigo da Índia (2021) menciona que não puderam seguir integralmente a recomendação da metodologia americana ASTM D5231-92 (2016), como a constituição de unidades de amostra a partir de cargas com 1. 000 kg, devido ao elevado custo desta operação.

- **Dos 10 AC - países europeus**
  - O artigo da Suécia (Dahlén & Lagerkvist, 2008) admite os custos mais baixos associados ao nível de amostragem por veículo de recolha, porém assinala as suas desvantagens num estudo posterior (Dahlén et al., 2009);
  - O artigo da Finlândia (2015) menciona a relação custo-benefício entre o número de estratos e a qualidade dos dados obtidos;

- O artigo da Grécia (2020), que pretende ser a base para uma metodologia europeia normalizada, afirma que a sua proposta oferece “uma vasta gama de benefícios, com custo e esforço de implementação relativamente baixos”.

3.4. Metodologias nacionais de 5 países europeus

As 5 metodologias nacionais europeias foram compiladas no Anexo V e comentadas na seção 2.2.3 por grupo de critérios de avaliação da metodologia estudada. Portanto, a fim de melhorar a qualidade dos dados obtidos e poder comparar estudos de diferentes partes do país, a Suécia, a Finlândia, a Espanha, a Escócia e a Grécia elaboraram guias/manuais/relatórios para orientar os procedimentos metodológicos a serem seguidos. Em média, as metodologias analisadas são constituídas por 6 capítulos, 6 anexos e 69 páginas. As referências para o desenvolvimento destas metodologias foram:

- O manual da Suécia (2013) revê a anterior metodologia de caracterização de resíduos domésticos, RVF (2005) – elaborada com base nas metodologias nórdica (Nordtest, 1995) e europeia (CE, 2004);
- O guia da Finlândia (2017) baseia-se nas 4 metodologias mencionadas acima, para além das normas CEN/TR 15310-3/4 (2006). Um dos autores deste guia, Olli Sahimma, também participou dos artigos finlandeses (2015 e 2016) discutidos na seção 2.2.2.2.;
- O guia da Espanha (2020) baseia-se nas metodologias escocesas (Parfitt et al., 2015 e Willians et al., 2017), europeia (CE, 2004) e americana (ASTM D5231-92), e no trabalho de dissertação de Branco (2005), discutido na seção 2.2.1.2, no artigo dinamarquês (2015), discutido na seção 2.2.2.2., e em normas como CEN/TR 15310-1/2/3/4 (2008) e EN 14899:2007;
- O manual da Escócia (2021) revê as orientações da metodologia anterior (Parfitt al. et., 2015) – elaborada com base na metodologia europeia (CE, 2004) e no documento *National Methodology for Household Waste Composition in Scotland* (SEPA, 2008);
- O relatório da Grécia (2021), baseou-se nas metodologias europeia (CE, 2004) e americana (ASTM D5231-92, de 2016), bem como na norma EN 14899:2005.

Todas elas se basearam na metodologia da Comissão Europeia (2004), mas têm diferenças entre si. Entre elas, as duas metodologias dos países nórdicos são as mais semelhantes.

3.4.1. Estratificação

Em relação à estratificação, as 5 metodologias têm como alvo do estudo os resíduos domésticos e o tipo de amostragem escolhido foi a aleatória estratificada. Para além da origem dos resíduos, a sazonalidade e o sistema de recolha são também mencionados pelas metodologias como os

principais fatores de influência para a produção e composição dos resíduos, o que é determinante para a decisão dos estratos. Outros fatores são ainda mencionados:

- Tipologia habitacional (Suécia, 2013, Finlândia, 2017, Escócia, 2021, Grécia, 2021);
- Zona de origem (Finlândia, 2017, Espanha, 2020);
- Densidade populacional (Grécia, 2021);
- Influências socioeconómica (Grécia, 2021);
- Influências sociodemográficas (Escócia, 2021).

A metodologia da Finlândia (2017) refere que devido à elevada heterogeneidade dos RU, a escolha do tipo de amostragem é um dos passos mais importantes para garantir a representatividade da amostra, referindo que "a fiabilidade dos dados é melhorada, o número necessário de amostras é reduzido e obtém-se mais informações", e considerando os custos associados à caracterização dos RU, recomendam a estratificação de até 5 estratos. Referem ainda que é importante conhecer o número de habitações das amostras analisadas de modo a obter resultados em quilos por habitante. Praticamente o mesmo é dito pela metodologia da Escócia (2021), "a vantagem de um projeto estratificado é que, em geral, serão necessárias menos amostras de resíduos, uma vez que os resíduos produzidos pelas habitações em cada estrato devem ser menos variados do que seria o caso com uma amostra completamente aleatória de habitações", porém indicam um mínimo de 5 grupos de estratos semelhantes. A metodologia de Espanha (2020) afirma que este tipo de amostragem "fornece resultados mais exatos e fiáveis e reduz o tamanho da amostra necessária para atingir o nível de confiança desejado". No entanto, afirmam que não existe uma solução única, mas que as principais características da região devem ser identificadas e adaptadas à melhor solução, dando exemplos de diferentes regiões e soluções de estratificação. Esta metodologia refere à possibilidade de escolher os melhores estratos para cada área de estudo através de modelos matemáticos, baseado no algoritmo K-means – orientando o cálculo no seu anexo II. Quanto à quantidade de estratos, a metodologia da Grécia (2021) afirma que "um número máximo de 5 estratos fornecerá dados suficientes mesmo para os maiores municípios da Grécia e apenas para casos de municípios com mais de 100.000 habitantes seriam necessários mais estratos", e que para os municípios menores deve haver pelo menos 3 estratos.

3.4.2. Amostragem

No que diz respeito à escolha do nível de amostragem foram:

- Habitação (Escócia, 2021);
- Veículos de recolha (Suécia, 2013, Finlândia, 2017 e Grécia, 2021);
- Aborda três níveis à escolha: contentores na via pública, veículo de recolha e fossa das instalações (Espanha, 2020).

Na metodologia da Escócia (2021), a equipa que caracteriza as amostras deve ser a mesma que as recolhe, e em habitações unifamiliares e multifamiliares, com contentores individuais e

coletivos, respetivamente. As amostras não são compactadas, mas colocadas em sacos plásticos e identificados com um código correspondendo ao seu estrato (com uma etiqueta impermeável). Qualquer ocorrência ou anomalia deve ser registada. A decisão de notificar as famílias fica ao critério de cada autoridade local que, sobre a questão da alteração dos hábitos de consumo e da eliminação dos resíduos domésticos, afirma que "na prática, é pouco provável que isto faça uma diferença significativa em um estudo bem planeado e programado".

As três metodologias que optaram pelo nível de amostragem por veículo de recolha referem que devem ser selecionados rotas para cada estrato. A metodologia sueca (2013) e grega (2021) referem que a recolha deve ser realizada com a menor compactação possível, enquanto as metodologias sueca (2013) e finlandesa (2017) referem ainda que as rotas devem ser regulares e com equipas de apoio para garantir que os registos desta etapa são realizados corretamente, como a identificação da amostra com o seu respetivo estrato.

As vantagens citadas sobres este nível foram:

i. menor custo (Espanha, 2020 e Grécia, 2021)
ii. operacionalmente mais simples (Espanha, 2020 e Grécia, 2021)
iii. caracterização de maiores quantidades de amostras em períodos mais curto (Grécia, 2021)
iv. nível predominantemente utilizado na UE (Grécia, 2021)

E as desvantagens foram:

i. amostras menos representativas (Espanha, 2020 e Grécia, 2021)
ii. mistura de resíduos de diferentes origens (Espanha, 2020 e Escócia, 2021)
iii. não ser possível identificar quais habitações produziram as amostras (Escócia, 2021)
iv. amostras compactas dificultam a etapa de triagem (Escócia, 2021)
v. a mistura de resíduos no veículo resulta em contaminações cruzada e, portanto, em imprecisões nos pesos registados, especialmente devido à absorção de humidade pelo papel e cartão (Grécia, 2021)

Quanto ao nível de amostragem por contentores na via pública, a metodologia da Grécia (2021) refere vantagens e desvantagens que são o oposto da amostragem por veículo de recolha, ou seja, as vantagens são que a amostra pode ser estratificada com maior precisão e não é compactada, enquanto as desvantagens são custos mais elevados e maior complexidade operacional. Dos três níveis analisados pela metodologia de Espanha (2020), este é considerado o mais complexo, uma vez que o conhecimento da localização do contentor tem de ser exato e o contentor tem de ser deslocado para o local de triagem.

A unidade da amostra recomendada pela metodologia da Suécia (2013) e da Finlândia (2017) é de 100 kg, correspondente a um contentor de 600/660 litros, e considerando um mínimo de 5 e 6 subamostras de 100 kg por cada estrato, respetivamente. A metodologia de Espanha (2020) determina unidades de amostragem de 250 kg, embora um estudo espanhol tenha revelado que

com unidades de 150 kg é possível obter precisões semelhantes. A metodologia da Grécia (2021) refere que a unidade de amostra foi definida com base na capacidade de caracterização de uma equipa de 4 caracterizadores num dia de trabalho – cerca de 500 a 600 kg, equivalente a 1,5 m³. A metodologia da Escócia (2021) utiliza a quantidade disponível nos contentores como unidade de amostra.

Para a quantidade de amostras recolhidas, a metodologia da Suécia (2013) apenas menciona que as amostras devem ser constituídas por cerca de 200 habitações com recolha quinzenal ou 500 habitações com recolha semanal. A metodologia da Finlândia (2017) recomenda que as amostras sejam constituídas por 100 a 200 habitações, tal como a metodologia Nordtest (1995), com um total de 35 amostras e um máximo de 5 estratos, podendo, no entanto, esta quantidade pode ser aumentada para uma informação estatística mais fiáveis para determinadas categorias como o metal e os têxteis. A metodologia de Espanha (2020) recomenda o cálculo da quantidade de amostras para cada estrato, "porque as amostras devem representar cada estrato antes de proceder à extrapolação dos resultados para a população total". A metodologia da Grécia (2021) recomenda uma quantidade de 30 amostras, totalizando 16 toneladas, cerca de 45 m³, o que vai de encontro com a metodologia da CE (2004). A metodologia da Escócia (2021) recolheu amostras de 250 habitações (50 em cada um dos 5 estratos), declarando que "o número de habitações estabelecido como requisito mínimo é outro compromisso entre os custos do projeto e a cobertura".

Todas as 5 metodologias mencionam a importância de a amostra inicial ser descarregada numa superfície limpa e cimentada, ou eventualmente numa lona plástica, e mantida em condições em que as intempéries ou a mistura com outros resíduos não descaracterize a amostra.

As metodologias da Suécia (2013), Finlândia (2017) e Grécia (2021) reduzem a amostra, a metodologia da Escócia (2021) caracteriza toda a amostra recolhida e a metodologia de Espanha (2020) recomenda a redução da amostra se o nível de amostragem escolhido for por veículos de recolha ou por fossas de entrada das instalações e, se for por contentores na via pública, recomendam a pesagem de cada contentor e a sua caracterização completa. Para a redução da amostra, a metodologia da Espanha (2020) é a única que recomenda a divisão pelo método de cone e quarteio, separando previamente todos os resíduos volumosos, pois "estes materiais têm de ser tratados de forma diferente, separando-os antes do quarteio, a fim de determinar o seu peso total e distribuí-los proporcionalmente aos kg do veículo".

A preparação da amostra nas metodologias sueca (2013) e finlandesa (2017) é semelhante, recomendando a colocação da amostra inicial em forma plana e alongada, a abertura e o esvaziamento dos sacos de plástico, a mistura dos resíduos e a recolha de uma subamostra de 100 kg em posições aleatórias com uma pá, retirando fatias de uma seção transversal da pilha contendo resíduos desde o topo até à sua base, prestando atenção à inclusão dos finos, e separando a amostra temporariamente num contentor com cerca de 600 litros. A metodologia da Finlândia (2017) também separa ainda os resíduos volumosos de cada subamostra, a fim de incluir posteriormente nas análises estatísticas – como exemplificado na seção 2.2.2.2. A metodologia da Grécia (2021) recomenda a disposição da amostra inicial em pilhas com uma altura de 0,5 m e, tal como as metodologias nórdicas, extrai fatias aleatórias, do topo até à base

"uma vez que as partículas maiores são suscetíveis de migrar para o centro e para o fundo da pilha", com a ajuda de uma retroescavadeira. As dimensões para uma pilha do volume da unidade de amostragem (1,5 m^3) são indicadas por conveniência, para facilitar o trabalho no terreno:

- Pilha circular: 2 m de diâmetro x 0,5 m de altura;
- Pilha retangular: 3 m de comprimento x 1 m de largura x 0,5 m de altura.

As metodologias sueca (2013), finlandesa (2017) e escocesa (2021) recomendam que as amostras sejam recolhidas durante uma semana inteira e caracterizadas, de preferência no mesmo dia da recolha ou no dia seguinte, e a metodologia espanhola (2020) recomenda que a caracterização não exceda 48 horas após a sua recolha, reduzindo para 24 horas nos meses de junho a agosto.

A metodologia da Espanha (2020) recomenda 3 campanhas anuais e a metodologia da Escócia (2021) e da Grécia (2021) recomendam pelo menos 2 campanhas anuais. No entanto, a metodologia grega refere que, com base em dados empíricos e na experiência de outros países europeus, não se observam diferenças significativas em planos de amostragem com prazos inferiores a 5 anos e, por isso, a metodologia propõe esta base de aplicação do plano de amostragem, referindo que "é preferível investir na realização de análises em áreas geográficas adicionais que conduzam a resultados estatisticamente mais significativos do que efetuar amostragens mais frequentes". A metodologia da Finlândia diz que "a composição dos resíduos varia em diferentes estações. O ideal é fazer pesquisas em quatro estações".

A metodologia de Espanha (2020) e da Grécia (2021) recomendam a análise do teor de humidade (secagem em estufa a 105 ºC); a primeira baseada nos métodos da norma UNE-EN ISO 287:2018 e a segunda nos métodos descritos na norma ASTM E790-87.

3.4.3. Classificação de categorias

No que diz respeito à classificação de categorias, a metodologia da Escócia (2021) e da Grécia (2021) considera que os resíduos finos são frações < 10 mm, enquanto a metodologia de Espanha (2020) considera frações < 50 mm. A metodologia da Finlândia (2017) considera finos as frações entre 10 - 50 mm, sendo posteriormente separadas com base na observação visual em diferentes categorias, tal como recomenda a metodologia da Suécia (2013).

As metodologias da Finlândia (2017) e da Grécia (2021) recomendam a utilização de uma mesa com uma peneira fixada para que os finos possam ser separados e recolhidos mais facilmente. A metodologia de Espanha (2020) recomenda que os resíduos finos sejam peneirados e depois separados por tipo de material, tanto quanto possível, e que a quantidade que não pode ser separada seja classificada na categoria "material não classificado" com um limiar de 7% que, se excedido, a amostra deve ser rejeitada, além de recomendar a determinação do teor de matéria volátil desta categoria, com diretrizes no seu anexo V.

O catálogo de triagem foi adotado em 2 níveis pela metodologia da Suécia (2013) e da Escócia (2021) e em 3 níveis pela metodologia da Finlândia (2017), Espanha (2020) e Grécia (2021). Todos eles fornecem descrições e exemplos para cada uma das categorias. No catálogo da Suécia (2013), todos os resíduos que são abrangidos pela responsabilidade alargada do produtor são assinalados com um asterisco (as palhinhas de plástico são consideradas como uma embalagem de serviço). A metodologia da Finlândia (2017) afirma que é preferível escolher as categorias com precisão, uma vez que a quantidade de categorias "na prática, não aumenta significativamente os custos da pesquisa", sendo o seu catálogo de triagem proveniente do artigo finlandês de Liikanen et al. (2016). O catálogo de triagem da Grécia (2021) é o único que atrubui os códigos da LER, bem como são identificados aqueles que são perigosos com um asterisco. A metodologia de Espanha (2020) separa as embalagens de "papel/cartão", "plástico", "metal" e "madeira", em categorias de embalagens domésticas e comerciais/industriais; na categoria dos plásticos, é definida uma subcategoria para as "embalagens de PVC" e "sacos de lixo" – o Anexo IV da metodologia espanhola, apresenta fotografias de todos os resíduos a classificar. Outras especificações observadas nos catálogos de triagem foram:

- A metodologia da Finlândia (2017) refere que, ao separar os finos com base na observação visual, se não for possível identificá-los como biorresíduos ou papel, podem ser classificados nas categorias como: outros combustíveis e outros não combustíveis;
- As metodologias da Suécia (2013) e da Grécia (2021) têm uma categoria "outros" destinada aos resíduos que não se enquadram em nenhuma outra categoria;
- As metodologias da Suécia (2013), da Finlândia (2017) e da Escócia (2021) têm uma categoria específica para as "fraldas descartáveis";
- As metodologias da Finlândia (2017) e da Escócia (2021) dividem a categoria dos resíduos alimentares entre os resíduos evitáveis e não evitáveis. Esta última metodologia determina ainda uma subcategoria para os "alimentos e bebidas (evitáveis) - em embalagens", "alimentos e bebidas (evitáveis) – solta";
- As metodologias de Espanha (2020), da Escócia (2021) e da Grécia (2021) associam a subcategoria do ECAL à categoria do "cartão" ou "papel/cartão". Esta última metodologia classifica nesta mesma subcategoria as cápsulas de café, isto é, ambos classificados com o código LER para embalagens compósitas (15 01 05);
- Na metodologia de Espanha (2020), os REEE são classificados em 7 categorias, de acordo com as diretivas europeias e decreto espanhol. A metodologia da Escócia (2021) prevê uma categoria específica para os "cartuchos de tinta e toner" – identificados tanto na categoria dos REEE como na categoria de "diversos perigosos";
- A metodologia da Escócia (2021) determina uma categoria específica para "excrementos de animais de estimação, animais mortos e areia para gato". As metodologias da Suécia (2013) e da Finlândia (2017) classificam as "areias de gato" nas categorias "outro inorgânico" e "outros resíduos diversos", nesta ordem;
- As metodologias da Escócia e da Grécia (2021) determinaram uma categoria própria para os óleos alimentares; a metodologia grega o identifica com o código LER 20 01 25.

As metodologias da Suécia (2013) e da Finlândia (2017) sugerem uma disposição para os baldes e a mesa de triagem (ver Figura 28) para facilitar os movimentos da equipa de caracterização, bem como recomendam a utilização de sinais com uma breve descrição da categoria em cada

balde de separação. Esta última metodologia afirma que, pela sua experiência, “a triagem de 100 kg de resíduos em 20 a 30 categorias demora cerca de 8 horas-homem”.

Todas as metodologias mencionam a importância da formação da equipa de caracterização, bem como a segurança do local de triagem. A metodologia da Grécia (2021) estabelece que o chefe de equipa deve verificar sempre se os membros da equipa estão a classificar corretamente os resíduos e a metodologia da Escócia (2021) que as autoridades devem visitar o local durante a triagem, pelo menos uma vez, para verificar se esta está a ser realizada em conformidade.

No que se refere aos procedimentos de triagem, a metodologia sueca (2013) determina que as embalagens de alimentos devem ser esvaziadas dos seus resíduos alimentares e separadas de acordo com o seu material, no entanto, menciona que se o foco do estudo for os resíduos alimentares, a importância das embalagens de alimentos cheias ou fechadas deve ser investigada. A metodologia da Finlândia (2017) estabelece que, quando o conteúdo da embalagem representar um peso maior, deve ser categorizado de acordo com o conteúdo da embalagem (resíduos alimentares). A metodologia da Escócia (2021) já prevê uma categoria para “alimentos e bebidas (evitáveis) – na embalagem” e outra para “alimentos e bebidas (evitáveis) – solta”, e orienta a “separar o líquido das garrafas de vidro. O líquido deve ser pesado separadamente e incluído na categoria de resíduos alimentares”. A metodologia da Grécia (2021) dita que os resíduos alimentares devem ser separados das suas embalagens tanto quanto possível, e se tal não for possível, devem ser colocadas na categoria “resíduos alimentares”, devido ao fato de os resíduos alimentares pesarem mais do que as embalagens, e o chefe de equipa deve registar no relatório final quais as embalagens que estão nesta categoria. Neste sentido, o Guia da LER elaborado pela APA (2020) afirma que “um resíduo só poderá ser considerado embalagem se estiver vazio, caso contrário deverá ser classificado com o código LER correspondente ao conteúdo da embalagem”.

Relativamente às embalagens compostas por diferentes materiais, a metodologia da Suécia (2013) refere que “devem, sempre que possível, ser desmontadas e as diferentes partes separadas. Exemplos disso são a remoção de tampas e rolhas de garrafas e latas”, e se isso não for possível, devem ser classificados de acordo com o seu material principal, tal como recomenda a metodologia da Finlândia (2017).

Todas as metodologias recomendam a utilização de balanças calibradas com diferentes sensibilidades para pesos grandes e pequenos. A metodologia da Suécia (2013) indica que deve ser utilizada a mesma balança para pesar toda a amostra. A metodologia da Escócia (2021) menciona que a pesagem deve ser efetuada duas vezes e que os recipientes não devem estar demasiados pesados para serem levantados em segurança, e a metodologia da Grécia (2021) refere que, como os membros da equipa podem estar cansados e mais propensos a cometer erros, a pesagem deve ser verificada e confirmada pelo chefe de equipa e por outro membro da equipa.

3.4.4. Análises estatísticas

Em relação às análises estatísticas, a metodologia da Suécia (2013) refere que os resultados devem apresentar não só a composição dos resíduos em %, mas também a taxa de produção de resíduos em kg por habitação e por semana para cada categoria, pois se a análise se basear apenas na composição percentual dos resíduos, as conclusões podem ser incorretas, "uma vez que uma alteração na proporção de um determinado componente dos resíduos afeta a proporção de outros componentes dos resíduos". Salientam também a importância de determinar fatores de correções para a humidade e a contaminação dos resíduos, além dos já determinados pela anterior metodologia sueca (RVF, 2005).

A metodologia da Finlândia (2017) disponibiliza uma ferramenta *Excel* concebida para facilitar "a adição manual dos resíduos finos e da proporção calculada de resíduos volumosos às amostras triadas manualmente", calculando automaticamente parâmetros estatísticos como: média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação e intervalo de confiança relativo e absoluto, com o nível de confiança de 95% e a distribuição do peso dos resíduos volumosos e finos. Em 2014, um dos autores, Olli Sahimma, elaborou um "guia rápido da ferramenta *Excel* para estudos de composição de resíduos indiferenciados", recomendando que a equipa de caracterização se familiarize com este documento para que os resultados sejam introduzidos diretamente no *Excel* durante o trabalho. É mencionado que os fatores de correções para o teor de humidade e contaminação ainda não foram investigados na Finlândia, e que este critério deve ser mencionado no relatório final.

O anexo II da metodologia da Espanha (2020) explica em pormenor as fórmulas de cálculo a utilizar, com opções para o nível de confiança de 90%, 95% ou 99%. A metodologia da Grécia (2021) realiza as análises estatísticas com o nível de confiança de 95%. E a metodologia da Escócia (2021) menciona que o relatório final deve expressar os dados "em % de peso e em quilos médios por família por semana".

3.4.5. Adicionais

No que diz respeito ao critério dos meios materiais e humanos, todas as metodologias apresentam um anexo ou seção específica com uma lista dos equipamentos necessários para aplicação da metodologia, assim como para o critério de saúde e segurança, em relação ao critério dos custos, apenas a metodologia sueca (2013) apresentou um anexo com orientações de cálculo para as diferentes etapas.

Relativamente à saúde e segurança, a metodologia da Suécia (2013) refere que o chefe de equipa deve conhecer e transmitir aos restantes membros da equipa os "regulamentos sobre o ambiente de trabalho relativos aos riscos microbiológicos do ambiente de trabalho - infeção, exposição a toxinas, hipersensibilidade" e que a equipa deve estar munida de EPI adequados,

como mostra a Figura 29. Neste sentido, a metodologia da Grécia (2021) menciona que as máscaras devem possuir filtros adequados “para evitar a inalação de vapores orgânicos, gases ácidos, amoníaco, partículas de poeira”.

A metodologia da Escócia (2021) faz referência a um estudo realizado pela *Zero Waste Scotland* no Reino Unido em 2014, que analisou os riscos para os trabalhadores que recolhem resíduos urbanos e para os trabalhadores das instalações de tratamento e eliminação de RU, concluindo que as autoridades locais devem:

- realizar uma monitorização ocupacional e ambiental e, se necessário, identificar outros controlos na instalação de despejo para reduzir as emissões, por exemplo, melhorar a ventilação e o controlo dos odores;
- promover boas práticas de higiene e dar formação em matéria de saúde e segurança aos trabalhadores. Assegurar que são disponibilizadas instalações de bem-estar adequadas (por exemplo, instalações para lavagem das mãos no veículo) e que é fornecido e utilizado equipamento de proteção individual;
- implementar triagem e monitorização da saúde para identificar trabalhadores com doenças ou sensibilidades respiratórias;

O estudo traz uma tabela para “avaliação de risco para a saúde no trabalho (operadores em instalações)”, que aborda os perigos percebidos, os resultados das análises laboratoriais e as respetivas medidas para mitigar o:

- potencial para odores desagradáveis/prejudiciais devido à decomposição de resíduos;
- potencial de dano para a saúde humana devido à decomposição de resíduos;
- potencial para o aumento de moscas/ vermes atraídos pelos resíduos;
- possibilidade de os riscos acima referidos se agravarem se as recolhas não forem efetuadas;
- potencial para que os riscos acima mencionados sejam amplificados com tempo mais quente.

3.5. Futuro da caracterização de resíduos urbanos

Por fim, foram analisados 7 artigos científicos sobre os avanços tecnológicos no setor dos RU, mostrando que a tecnologia de Espectroscopia de Infravermelho Próximo (EIP), mais conhecida pela sigla em inglês NIR (*Near Infrared*), foi considerada como a mais promissora para a separação automatizada de resíduos. O artigo canadiano (2005) refere que esta tecnologia é benéfica não só na área dos resíduos, mas também na área do solo e da água, uma vez que identifica muito bem os elementos químicos do carbono e do azoto, com avanços para o reconhecimento do fósforo. O artigo de Itália (2016) afirma que os melhores resultados na separação de resíduos foram alcançados com a NIR, “a tecnologia de imagem hiperespectral permite uma análise de alta resolução e um reconhecimento extremamente rápido dos materiais”.

O artigo norueguês de Muri & Hjelme (2021), utilizando um método de classificação de imagens Multiespectrais (MS) baseados em Redes Neurais Convolução profundas (CNN, sigla em inglês), conseguiu êxito de:

- ✓ 90% de confiança para distinguir imagens de resíduos industriais de resíduos domésticos;
- ✓ 87% de confiança para distinguir imagens de resíduos domésticos de resíduos industriais.

Concluindo que "a utilização de imagens de MS para treinar um modelo de aprendizagem profunda pode ser utilizada para prever classes de resíduos relacionadas com as propriedades de combustão dos RSU, mesmo que os resíduos pareçam altamente heterogéneos na visão humana".

O artigo belga (2019) fala do projeto europeu denominado Resyntex – programa Horizonte 2020 – no qual utilizou um sensor de imagem hiperespectral (HSI, sigla em inglês) na gama do infravermelho visível e próximo (vis-NIR, sigla em inglês) para a investigação de uma possível sinergia entre as indústrias têxtil e química. Os autores concluíram que, embora a investigação esteja numa fase inicial, a discriminação de resíduos têxteis através de HSI na gama vis-NIR é promissora, tal como a distinção de têxteis de ganga azul de têxteis de ganga não azul.

Artigos da Austrália (2016) e da Polônia (2020) concluíram que os modelos de inteligência artificial para prever a produção dos RU podem dar um contributo importante para uma tomada de decisão mais bem-sucedida. O artigo polaco refere a capacidade da modelação por Rede Neural Artificial (RNA) para construir sistemas complexos não lineares, estabelecendo relações entre múltiplas variáveis dependentes e independentes, como "a quantidade ou o tipo de resíduos e a sua correlação com fatores socioeconómicos", concluindo que:

> A utilização de modelos de redes neuronais artificiais na avaliação e previsão das necessidades de gestão de resíduos pode apoiar eficazmente a tomada de decisões com o objetivo de minimizar a produção de resíduos e fornecer as bases para o desenvolvimento de métodos modernos de gestão de resíduos.

Afirmam ainda que os modelos de RNA devem ser incorporados na regulamentação e na legislação, tendo em conta os benefícios para o desenvolvimento sustentável a um custo reduzido.

O artigo indiano (2016) analisou outros artigos sobre a utilização de tecnologias para toda a gestão de resíduos urbanos, propondo o uso das seguintes tecnologias como o melhor cenário para a eficiência do país:

1. Sistema de Informação Geográfico (SIG);
2. Identificação por Radiofrequência (IDRF);
3. Serviço de Rádio de Pacote Geral (SRPG);
4. Sistema de Posicionamento Global (GPS);
5. Tecnologias de câmaras para monitorizar os trabalhadores;

6. Tecnologia de sensores adequada para detetar e separar resíduos perigosos, como baterias;
7. Tecnologia de sensores adequada para separar os resíduos com base nas dimensões e processar separadamente;
8. Tecnologia de sensores magnéticos/ de corrente parasita (*Foucault*) para separação de resíduos ferrosos, não ferrosos, plásticos, vidro e orgânicos;
9. A espectroscopia de *Fourier* (FT-IR) e imagem hiperespectral | espectroscopia NIR e análise multivariada | método de fluorescência de raios X são utilizados para separar o plástico, as fibras e o vidro.

Em relação aos outros artigos analisados, o artigo da República Checa de Kropáč & Pavlas (2020) que participou da 2.ª conferência internacional sobre tecnologias e modelos de negócios para a economia circular da UE, desenvolveu posteriormente em conjunto com a empresa *Lutra Consulting*, uma ferramenta digital baseada em SIG, denominada *Mergin Maps*, que suporta a amostragem aleatória estratificada e o nível de amostragem por contentores na via pública de 120, 240 ou 1.100 litros e sem a sua compactação, tal como recomenda a metodologia CE (2004). Pavlas (2022) afirma que esta ferramenta "contribui para a consistência dos resultados e permite a supervisão remota e o processamento e apresentação de dados".

Os Países Baixos foram citados pelo artigo sueco (2008) por caracterizarem regularmente os seus resíduos urbanos desde 1971, com triagem manual e mecânica num laboratório específico de resíduos, "utilizando correias transportadoras, separação magnética, placas vibratórias, ciclone de ar, crivos de tambor para três tamanhos de partículas diferentes e balança computorizada", para além de ser um dos países que está a conseguir dissociar o PIB da produção de RU, como refere Barbosa (2023) no seu livro "O lixo em Portugal". Esta autora refere ainda algumas tecnologias utilizadas em Portugal, como a Identificação por Radiofrequência (IDRF) e um sistema de controlo de qualidade do fluxo de plástico PET, que deteta percentagens acima dos limites de contaminantes no SGRU da Lipor, na região norte de Portugal, e uma tecnologia ótica de transporte e separação de sacos de cor verde no SGRU da Tratolixo, na região metropolitana de Lisboa.

Capítulo IV – Conclusões

Com base numa revisão sistemática da literatura dos últimos 15 anos, em 25 artigos científicos que descrevem a metodologia adotada para a quantificação e caracterização dos resíduos urbanos e em 5 metodologias europeias de referência, a sugestão técnica para o cenário mais credível para Portugal é descrita de seguida por grupo de critérios de avaliação da metodologia. Os 20 critérios de avaliação foram adaptados de Branco (2005) e estão em linha com os preceitos da Comissão Europeia. A sugestão foi sintetizada para cada critério no Anexo IX.

Em relação à estratificação, o alvo ideal do estudo são os resíduos domésticos, considerando todos os resíduos definidos como urbanos, com exceção dos resíduos da manutenção de parques e jardins (folhas, relva poda de árvores) e de serviços de limpeza de mercados e ruas (contentores de lixo e varredura das ruas, com exceção de areia, pedra, lama ou poeira). Por conseguinte, o tipo de amostragem considerado mais adequado é a amostragem aleatória estratificada, tal como era na 1ª metodologia portuguesa, com o objetivo de aumentar a qualidade dos dados com amostras menos heterogéneas. O mínimo de 5 estratos é considerado plausível entre custo e benefício, e é necessário estudar os principais fatores que influenciam a quantidade e a composição dos resíduos produzidos em cada região, possivelmente com a ajuda do anexo II da metodologia de Espanha (2020), que utiliza modelos matemáticos para analisar múltiplas variáveis e classificar grupos homogéneos.

Quanto à amostragem, há que ter em conta os 7 Erros da Teoria da Amostragem (TAM) e, para cumprir rigorosamente as indicações, o ideal seria recolher as amostras diretamente nas habitações e caracterizar a quantidade total de amostras recolhidas. No entanto, as três metodologias portuguesas optam pelo nível de amostragem por veículo de recolha, por considerarem ser o nível mais viável para o país. Assim, sugere-se que se mantenha este nível, mas sem compactar as amostras e conhecendo o número de habitações para obter resultados em quilos por habitante. À semelhança das metodologias sueca (2013) e finlandesa (2017), recomenda-se a redução da amostra pelo método da pilha plana e alongada, resultando em, pelo menos, 5 subamostras de 100 kg por estrato; pesar a carga do veículo, depositá-la numa superfície limpa e rígida, misturar a amostra inicial e separá-la em diferentes pilhas alongadas com a ajuda de uma escavadora, retirar os resíduos volumosos das pilhas e pesá-los, recolher subamostras de até 100 kg em locais aleatórios da pilha em cortes transversais do topo à base, incluindo os finos, com a ajuda de uma pá. Cinco subamostras por estrato (500 kg) é considerado um número razoável para obter resultados de qualidade, ou proporcional ao seu tamanho – como calculado pela metodologia espanhola (2020). Consequentemente, a quantidade mínima de amostras por campanha é de 25 subamostras – os países nórdicos recomendam uma média de 100 a 200 habitações para constituir a amostra inicial. Cada campanha deve abranger uma semana completa (incluindo fins-de-semana) e manter 24 horas como limite para a caracterização da amostra após a sua recolha. Considera-se importante analisar os resíduos em cada estação do ano para verificar se existem influências sazonais na região analisada, de preferência a partir dos mesmos pontos de recolha – como no artigo dinamarquês (2018), que concluiu que não havia influência sazonal nos resíduos domésticos na região analisada, sendo

os dados de 1 semana representativos para todo o ano. Quanto à frequência anual de aplicação da metodologia, sugere-se que seja avaliada a questão levantada pela metodologia grega (2021) sobre a plausibilidade de aumentar esta frequência para 5 anos. Recomenda-se ainda que sejam determinados fatores de correção para os critérios de contaminação e teor de humidade para todas as categorias, ou para além dos já determinados pela metodologia sueca RVF (2005), e que seja tido em conta o cálculo da perda de peso dos resíduos antes e depois da armazenagem e triagem, conforme referido nos artigos austríaco (2011b) e dinamarquês (2015), e o teste de matérias voláteis, conforme mencionado na metodologia espanhola (2020).

Relativamente ao critério de classificação de categorias, não é aconselhável peneirar a amostra, mas sim utilizar uma mesa com orifícios semelhantes a peneiras e um suporte para a acumulação de resíduos finos, que devem ser separados, com base na observação visual, em diferentes categorias, com uma para os finos que não podem ser identificados com um determinado limiar. Na literatura consultada, os resíduos finos variaram de < 10 mm a 50 mm. Recomenda-se a elaboração de um catálogo de triagem de 3 níveis, com uma abordagem hierárquica das categorias de resíduos; nível I, para os diferentes tipos de materiais; nível II, para as especificidades e finalidades; nível III, para as informações requeridas pelo setor. Ter em conta os regulamentos da UE e o Decreto-Lei que regula os resíduos urbanos, as pontuações efetuadas no Capítulo III sobre os catálogos dos artigos científicos e metodologias europeias de referência e o relatório da AEA (2023) sobre as 8 categorias consideradas mais problemáticas entre os RU indiferenciados. Deve haver um limiar para a categoria dos resíduos não identificáveis (7% na metodologia espanhola). A metodologia austríaca (2011b) define um limiar de 3% para o peso total da amostra em relação à soma de todas as categorias, para garantir a qualidade dos dados. O catálogo deve conter exemplos, orientações e fotografias.

No que respeita às análises estatísticas, deverá manter-se o padrão estatístico com um nível de confiança de 95%. No entanto, a análise deve ser realizada considerando os dados como composicionais (CoDa), isto é, respeitando as restrições de soma constante e, portanto, utilizando análises estatísticas mais robustas que as convencionais, como o uso de medidas de tendência central e variabilidade que melhor representem os dados com distribuição não normal e transformação isométrica de razão logarítmica dos dados antes dos testes estatísticos – conforme orientam os artigos da Espanha e Dinamarca (2015b, 2017 e 2018). Recomenda-se a consulta do artigo americano (2011), que realizar um rastreio da média aparada e da mediana simultâneo com a caracterização, e dos *softwares CoDaPack*, *Open Source R* e *robCompositions* para tratamento dos dados composicionais – com a transformação isométrica de razão logarítmica (ilr) disponível nestes pacotes, do software JAMOVI para escolha do teste estatístico e da ferramenta *Excel* desenvolvida para a metodologia finlandesa (2017), que calcula automaticamente a proporção dos resíduos volumosos e finos que se distribui pelas categorias do catálogo. Os dados devem ser apresentados em % e kg/ por habitação/ dia ou semana de cada categoria para comparação entre estratos, de modo a evitar as restrições relacionadas com a análise de conjuntos de dados fechados, tal como recomendado pelo artigo espanhol/dinamarqueses (2017) e pela metodologia sueca (2013). Ao caracterizar apenas os resíduos domésticos, é possível determinar com maior precisão a taxa de produção por estrato, por pessoa e por ano.

Finalmente, em relação ao critério adicionais, sugere-se que, após a elaboração do catálogo de triagem, seja testado o peso que uma equipa de 4 caracterizadores com formação adequada consegue caracterizar durante um dia trabalho, com um mínimo de 2 pausas, utilizando EPI's adequados, como máscaras com filtros apropriados para ar altamente poluído, e utilizando duas balanças devidamente calibradas, uma para pesos grande e outra para pesos pequenos, devendo a equipa levantar pesos de forma segura. O estudo escocês realizado pela *Zero Waste Scotland* em 2014 deve ser tido em conta de forma a mitigar os potenciais riscos para a saúde e segurança. A informação sobre os custos e as decisões tomadas com base neste critério deve ser anexada à metodologia, e os trabalhadores que lidam diretamente com os resíduos, nomeadamente os indiferenciados, devem ser valorizados com melhores salários, como forma de reconhecimento das condições de insalubridade a que estão expostos diariamente.

Referências

Abbasi, M., & Hanandeh, A. E. (2016). Previsão da produção de resíduos sólidos urbanos utilizando abordagens de modelagem com inteligência artificial. doi:10.1016/j.wasman.2016.05.018

Abu Qdais, H. A., & Hamoda, M. F. (1997). Análise de resíduos sólidos residenciais em locais de geração. *Waste Management and Research 15*, 395–406.

Abylkhani, B., Guney, M., Aiymbetov, B., Yagofarova, A., Sarbassov, Y., Zorpas, A. A., . . . Inglezakis, V. (2020). Análise detalhada da composição dos resíduos sólidos urbanos para a cidade de Nur-Sultan, Cazaquistão, com implicações para resíduos sustentáveis gestão na Ásia Central. doi:10.1007/s11356-020-08431-x

Adeniran, A. E., Nubi, A. T., & Adelopo , A. O. (2017). Produção e caracterização de resíduos sólidos na universidade de Lagos para uma gestão sustentável dos resíduos. doi:10.1016/j.wasman.2017.05.002

Agência Europeia do Ambiente. (2023). *Frações de dor de cabeça em resíduos municipais indiferenciados.* Obtido de https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-ce/products/etc-ce-report-2023-3-headache-fractions-in-mixed-municipal-waste

Agência Portuguesa do Ambiente. (2018). *Equipamentos elétricos e eletrónicos (EEE) Transição para o novo âmbito (âmbito aberto) Passagem de 10 para as 6 categorias de equipamentos.* Obtido de https://apambiente.pt/sites/default/files/_Residuos/FluxosEspecificosResiduos/REEE/Transicao%2010%20para%206%20categorias%20de%20EEE.pdf

Aitchison, J. (1994). Princípios da Análise de dados composicionais. Obtido de https://www.jstor.org/stable/4355794

Al-Jarallah, R., & Aleisa, E. (2014). Um estudo de base que caracteriza os resíduos sólidos urbanos no estado do Kuwait. doi:10.1016/j.wasman.2014.02.015

Amostragem de Resíduos na Era Digital - Caso da República Checa. (Abril de 2023). Obtido de Mergin Maps: https://pt.merginmaps.com/case-studies/waste-sampling-in-the-digital-era

APA. (2020). *Guia de Classificação de Resíduos.* Agência Portuguesa do Ambiente. Obtido de https://apambiente.pt/sites/default/files/2021-06/Guia%20de%20Classifica%C3%A7%C3%A3o_vers%C3%A3o%202.0_20200107.pdf

Assis, J. P., Sousa, R. P., & Dias, C. T. (2019). *Glossário de Estatística.* edufersa. Obtido de https://livraria.ufersa.edu.br/wp-content/uploads/sites/165/2019/07/Glossario-de-Estatistica_2019-1.pdf

Avfall Sverige. (2013). *Manual de análise de recolha de resíduos domésticos em contentores e sacos.* Suécia. Obtido de https://docplayer.se/9915208-Manual-for-plockanalys-av-hushallens-karl-och-sackavfall-issn-1103-4092.html

Barbosa, A. (2023). *O Lixo em Portugal.* Lisboa, Portugal: Fundação Francisco Manuel dos Santos.

Bartlett, J. E., Kotrlik, J. W., & Higgins, C. C. (2001). Pesquisa Organizacional: Determinando o Tamanho de Amostras Apropriado em Pesquisas de Levantamento. *Jornal de Tecnologia da Informação, Aprendizagem e Desempenho*. Obtido de https://www.academia.edu/10600150/Organizational_Research_Determining_Organizational_Research_Determining_Appropriate_Sample_Size_in_Survey_Research_Appropriate_Sample_Size_in_Survey_Research

Benis, K. Z., Safaiyan, A., Farajzadeh, D., Nadji, F. K., Shakerkhatibi, M., Harati, H., . . . Sarbazan, M. H. (2018). Caracterização de resíduos sólidos urbanos e comportamentos de resíduos domésticos numa megacidade no noroeste do Irão. doi:10.1007/s13762-018-1902-9

Bisinella, V., Götze, R., Conradsen, K., Damgaard, A., Christensen, T. H., & Astrup, T. F. (2017). Importância da composição dos resíduos para a avaliação do ciclo de vida das soluções de gestão de resíduos. *Journal of Cleaner Production*. doi:10.1016/j.jclepro.2017.07.013

Blanch-Perez-del-Notario, C., Saeys , W., & Lambr, A. (2019). Imagens hiperespectrais para a seleção de têxteis na gama do infravermelho visível e próximo. doi:10.1255/jsi.2019.a17

Branco, E. M. (2005). Metodologias para a quantificação e caracterização física dos resíduos sólidos urbanos. 341. Lisboa, Lisboa, Portugal. Obtido de https://run.unl.pt/bitstream/10362/1136/3/carvalho_2005.pdf

Carvalho, C. C. (2014). Amostragem de Resíduos – Casos Estudados. 97. Lisboa, Lisboa, Portugal. Obtido de https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/cursos/meq/dissertacao/2353642483643

Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., González, A., & Marañón, E. (2013). Um estudo de caso sobre as características dos resíduos sólidos urbanos nas Astúrias (Espanha): influência de estação e fonte. doi:10.1177/0734242X12465463

Cesetti, M., & Nicolosi, P. (2016). Processamento de resíduos: novas tecnologias de infravermelhos próximos para identificação e seleção de materiais. doi:10.1088/1748-0221/11/09/C09002

Cetonaro, T. (2018). Variabilidade espacial e temporal nas características químicas do composto de resíduos alimentares produzido em escala comercial. Brasil. Obtido de https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/BUOS-B33G2V

Cheela, V. R., Goel, S., John, M., & Dubey, B. (2021). Caracterização dos resíduos sólidos urbanos com base em variações sazonais, fonte e aspetos socioeconómicos. doi:https://doi.org/10.1007/s42768-021-00084-x

Comissão Europeia. (2022). *Comunicação da Comissão, Relatório por país - Portugal: Reexame da aplicação da política ambiental.*

Comunicado da Comissão Europeia 2018/C 124/01. (s.d.). *relativa a orientações técnicas sobre a classificação de resíduos* .

Cruz, M. L. (2005). A Caracerização de Resíduos Sólidos no Âmbito da sua Gestão Integrada. Portugal. Obtido de https://repositorium.sdum.uminho.pt/handle/1822/4882

Dahlén, L., & Lagerkvist, A. (2008). Métodos para estudos de composição de resíduos domésticos. doi:10.1016/j.wasman.2007.08.014

Dahlén, L., Åberg, H., Lagerkvist, A., & Berg, P. O. (2009). Caminhos inconsistentes de resíduos domésticos. doi:10.1016/j.wasman.2008.12.004

Dahlén, L., Vukicevic, S., Meijer, J.-E., & Lagerkvist, A. (2007). Comparação dos diferentes sistemas de recolha de resíduos domésticos triados na Suécia. doi:10.1016/j.wasman.2006.06.016

Decisão da Comissão 2014/955/UE, de 18 de dezembro de 2014. (s.d.). *que altera a Decisão 2000/532/CE relativa à lista de resíduos em conformidade com a Diretiva* .

Decreto-Lei n.º 102-D/2020 de 10 de dezembro de 2020. (s.d.). *Aprova o regime geral da gestão de resíduos, o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro e altera o regime da gestão de fluxos específicos de resíduos, transpondo as Diretivas (UE) 2018/849, 2018/850, 2018/851 e 2018/852.*

Densidade de Resíduos Sólidos (atualizado em 2022). (Abril de 2023). Obtido de Gelson Luz: https://www.materiais.gelsonluz.com/2019/04/densidade-de-residuos-solidos.html

Despacho n.º 3227/2010, de fevereiro de 2010. (s.d.). *Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos (PPRU)*.

Diretiva (UE) 2018/849 do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de maio de 2018. (s.d.). *que altera as Diretivas 2000/53/CE relativa aos veículos em fim de vida, 2006/66/CE relativa às pilhas e acumuladores e respetivos resíduos, e 2012/19/UE relativa aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos*.

Diretiva (UE) 2018/850 do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de maio de 2018. (s.d.). *que altera a Diretiva 1999/31/CE relativa à deposição de resíduos em aterros*.

Diretiva (UE) 2018/851 do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de maio de 2018. (s.d.). *que altera a Diretiva 2008/98/CE relativa aos resíduos*.

Diretiva (UE) 2018/852 do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de maio de 2018. (s.d.). *que altera a Diretiva 94/62/CE relativa a embalagens e resíduos de embalagens*.

Diretiva (UE) 2019/904 do Parlamento Europeu e do Conselho de 5 de junho de 2019. (s.d.). *relativa à redução do impacto de determinados produtos de plástico no ambiente*.

Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 19 de novembro de 2008. (s.d.). *relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas*.

Ecoembes. (2020). *Guia metodológico - Preparação de estudos de composição de resíduos.* Espanha. Obtido de https://anepma.es/boletin/wp-content/uploads/2021/01/Gu%C3%ADa-composici%E0%B8%82n-de-residuos_v01Ingl%C3%A9s36667.pdf

Edjabou, M. E., Boldrin, A., & Astrup, T. F. (2018). Análise composicional da variação sazonal no lixo doméstico residual dinamarquês. doi:10.1016/j.resconrec.2017.11.013

Edjabou, M. E., Jensen, M. B., Götze, R., Pivnenko, K., Petersen, C., Scheutz, C., & Astrup, T. F. (2015). Composição dos resíduos sólidos urbanos: Metodologia de amostragem, análises estatísticas, e avaliação de estudos de caso. doi:10.1016/j.wasman.2014.11.009

Edjabou, M. E., Martín-Fernández, J. A., Scheutz, C., & Astrup, T. F. (2017). Análise estatística dos dados de composição dos resíduos sólidos: média aritmética, desvio padrão e coeficientes de correlação. doi:10.1016/j.wasman.2017.08.036

Edjabou, M. E., Pivnenko, K., Petersen, C., Scheutz, C., & Astrup, T. F. (2015b). Análise de dados composicionais de resíduos alimentares domésticos na Dinamarca. *6º Workshop Internacional de Análise de Dados Composicionais.*

Egozcue, J. J., Pawlowsky-Glahn, V., Mateu-Figueras, G., & Barcel´o-Vidal, C. (2003). Transformaçãoes isométricas de razão logarítmica para análise de dados composicionais. doi:10.1023/A:1023818214614.

ERSAR . (3 de junho de 2023). Obtido de ERSAR - Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos: https://www.ersar.pt/pt/setor/caracterizacao

Eunomia Research and Consulting. (2021). *Análise da composição dos resíduos na Grécia e propostas de alteração do JMD114218/1997.* Grécia. Obtido de https://www.giz.de/de/downloads/Final%20Report%20WCA%20%CE%95%CE%9D.pdf

Eurostat. (29 de 07 de 2023). Obtido de Eurostat: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_wasmun/default/table?lang=en

Galvão, T. F., & Pereira, M. G. (2014). Revisões sistemáticas da literatura: passos para sua elaboração. doi:10.5123/S1679-49742014000100018

Gerlach, R. W., Dobb, D. E., Raab, G. A., & Nocerino, J. M. (2001). Teoria da amostragem em estudos ambientais. *Journal of chemometrics*. doi:10.1002/cem.705

Gomez, G., Meneses, M., Ballinas, L., & Castells, F. (2008). Caracterização dos resíduos sólidos urbanos em Chihuahua. doi:10.1016/j.wasman.2007.10.023

Gómez, G., Meneses, M., Ballinas, L., & Castells, F. (2009). Caracterização sazonal dos resíduos sólidos urbanos (RSU) na cidade de Chihuahua, México. doi:doi:10.1016/j.wasman.2009.02.006

Honório, H. M. (2022). *Canal Pesquise*. Obtido de https://www.canalpesquise.com.br/

JLY Jätelaitosyhdistys. (2017). *Guia para estudos de composição de resíduos mistos .* Finlândia. Obtido de https://www.kivo.fi/wp-content/uploads/Opas_sekajatteen_koostumustutkimuksiin_versio2.pdf

Kaza, S., Shrikanth, S., & Chaudhary, S. (2021). *Mais crescimento, menos lixo.* World Bank Group. Obtido de https://documents1.worldbank.org/curated/en/152661626328620526/pdf/More-Growth-Less-Garbage.pdf

Komakech, A. J., Banadda, K. E., Kinobe, J. R., Kasisira, L., Sundberg, C., Gebresenbet, G., & Vinnerås, B. (2014). Caracterização dos resíduos municipais em Kampala, Uganda. doi:10.1080/10962247.2013.861373

Kropáč, J., Jiří , G., & Pavlas, M. (2020). Análise da composição dos resíduos urbanos: abordagens e soluções para a gestão dos resíduos da República Checa. *2ª Conferência Internacional sobre: Tecnologias e modelos de negócio para a economia circular.* doi:10.18690/978-961-286-353-1.8

Kulisz, M., & Kujawska, J. (2020). Previsão da produção de resíduos urbanos na Polónia através da modelação por redes neuronais. doi:10.3390/su122310088

Kumar, A., & Samadder, S. R. (2017). Um modelo empírico para previsão da taxa de geração de resíduos sólidos domésticos: um estudo de caso de Dhanbad. doi:10.1016/j.wasman.2017.07.034

Kumar, S., Dhar, H., Nair, V. V., Bhattacharyya, J. K., Vaidya, A. N., & Akolkar, A. B. (2016). Caracterização dos resíduos sólidos urbanos em regiões subtropicais de alta altitude. doi:10.1080/09593330.2016.1158322

Lebersorger, S., & Beigl, P. (2011). Geração de resíduos sólidos urbanos nos municípios: quantificando os impactos da estrutura domiciliar, resíduos comérciais e combustíveis domésticos. doi:10.1016/j.wasman.2011.05.016

Lebersorger, S., & Schneider, F. (2011b). Discussão sobre a metodologia para determinar o desperdício de alimentos em estudos de composição de resíduos domésticos. doi:10.1016/j.wasman.2011.05.023

Liikanen, M., Sahimaa, O., Hupponen, M., Havukainen, J., Sorvari, J., & Horttanainen, M. (2016). Atualização e teste de um método finlandês para estudos de composição resíduos sólidos urbanos mistos. doi:10.1016/j.wasman.2016.03.022

Malley, D., & Williams, P. (2005). O futuro da espetroscopia de infravermelho próximo: aplicações para o meio ambiente. *16*(7). doi:doi.org/10.1255/nirn.857

Martinho, M. G., & Gonçalves, M. G. (2000). *Gestão de Resíduos.* Lisboa - Portugal: Universidade Aberta. Obtido de https://repositorioaberto.uab.pt/handle/10400.2/10673

Martinho, M. G., Silveira, A. I., & Branco, E. M. (2008). Relatório: Novas orientaçãoes para a caracterização dos resíduos sólidos urbanos: o caso português. doi:10.1177/0734242X08094624

Mathioudakis, D., Papadopoulou, K., Lytras, G. M., Pavlopoulos, C., Niakas, S., Filippou, K., . . . Lyberatos, G. (2020). Uma caracterização detalhada dos resíduos sólidos urbanos domésticos. doi:10.1007/s12649-020-01260-6

Medeiros, E. (2019). Inferência Estatística: Intervalo de Confiança. Obtido de https://rstudio-pubs-static.s3.amazonaws.com/483557_b915257d80744f50a98e4a73ba4d0b97.html

Mergin Maps. (03 de Abril de 2023). Obtido de Mergin Maps: https://pt.merginmaps.com/case-studies/waste-sampling-in-the-digital-era

Miezah, K., Obiri-Danso, K., Kádár, Z., Fei-Baffoe, B., & Mensah, M. Y. (2015). Caracterização e quantificação de resíduos sólidos municipais como uma medida para uma gestão eficaz de resíduos em Gana. doi:10.1016/j.wasman.2015.09.009

Ministério do Planeamento. (2021). *Plano de Recuperação e Resiliência (PRR) – Recuperar Portugal, Construindo o Futuro.*

Muri, I., & Hjelme, D. R. (2021). Classificação de resíduos sólidos urbanos resíduos sólidos urbanos utilizando convolucional profunda aplicada a imagens multiespectrais. doi:10.1117/12.2590224

Mushtaq, J., Dar, A. Q., & Ahsan, N. (2020). Caracterização fisio-química dos resíduos sólidos urbanos e sua gestão em zonas urbanas de alta altitude do Noroeste Himalaias. doi:10.1007/s42768-020-00040-1

OCDE. (2023). *Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Económico: Revisões do Desempenho Ambiental - Portugal.* Obtido de https://www.imt-ip.pt/sites/IMTT/Portugues/Noticias/Documents/2023/OECD-EPR-Portugal-Highlights-2023-web-portuguese.pdf

Ozcan, H. K., Guvenc, S. Y., Guvenc, L., & Demir, G. (2016). Caracterização de resíduos sólidos municipais de acordo com diferentes níveis de rendimento: um estudo de caso. doi:10.3390/su8101044

Painter, R., Watson, V., & Kheder, A. (2011). Anállise estatística robusta para estudos de caracterização de resíduos urbanos. *Journal of Civil & Environmental*. doi:10.4172/2165-784X.1000102

Parlamento Europeu. (2023). *Gestão de resíduos na UE: factos e números*. Obtido de https://www.europarl.europa.eu/news/pt/headlines/society/20180328STO00751/gestao-de-residuos-na-ue-factos-e-numeros

Pawlowsky-Glahn, V., & Egozcue, J. J. (2015). Análise espacial de dados composicionais: uma revisão histórica. doi:10.1016/j.gexplo.2015.12.010

Petersen, L., Minkkinen, P., & Esbensen, K. H. (2005). Amostragem representativa para análise de dados fiável: Teoria da Amostragem. doi:10.1016/j.chemolab.2004.09.013

Pitard, F. F. (2019). *Teoria da Amostragem e Prática de amostragem.* Grupo Taylor & Francis. Obtido de https://www.impopen.com/subs/tosf/v20/S10_0117.pdf

Portaria n.º 187/2007 de 12 de fevereiro de 2007. (s.d.). *Aprova o Plano Estratégico para os Rresíduos Urbanos (PERSU II)* .

Portaria n.º 187-A/2014 de 17 de setembro de 2014. (s.d.). *Aprova o Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos (PERSU 2020), para Portugal Continental*.

Portaria n.º 851/2009 de 7 de agosto de 2009. (s.d.). *que aprova as normas técnicas relativas à caracterização de resíduos urbanos e altera a Portaria n.º 187/2007, de 12 de fevereiro (PERSU II)*.

Quanto lixo você produziu até hoje? (2002). Obtido de Universidade Federal de Santa Catarina: https://portal.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/01_12_2009_13.09.02.81cd7ca62da84376489328c705eca969.pdf

RARU. (2021). *Relatório Anual Resíduos Urbanos - Agência Portuguesa do Ambiente (APA).*

RASARP. (2022). *Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal - Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR).*

Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R. G., & Dutter, R. (2008). *Explicação da análise de dados estatísticos: Estatística ambiental aplicada com R.* Inglaterra. doi:10.1002/9780470987605

Resíduos. (20 de março de 2023). Obtido de APA - Agência Portuguesa do Ambiente: https://apambiente.pt/index.php/residuos

Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, de 24 de março de 2023. (s.d.). *Aprova o Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos 2030*.

RVF. (2005:19). *Manual para análise de caracterização de resíduos domésticos.* Suécia. Obtido de https://docplayer.se/152032-Manual-for-plockanalys-av-hushallsavfall-rvf-utveckling-2005-19-issn-1103-4092.html

Sahimaa, O. (2014). *Guia rápido da ferramenta Excel para estudos de composição de resíduos indiferenciados.* Obtido de https://vanha.jly.fi/Koostumustutkimusten_Excel-tyokalun_pikakayttoopas.pdf

Sahimaa, O., Hupponen, M., Horttanainen, M., & Sorvari, J. (2015). Método para estudos de composição de resíduos domésticos residuais. doi:10.1016/j.wasman.2015.08.032

Saluja, S., Gaur, A., & Ahmad, K. (2020). Caracterização físico-química de RSU estabilizado de um aterro sanitário de Okhla. doi:10.1016/j.matpr.2020.10.546

Sethi, S., Kothiyal, N. C., Nema, A. K., & Kaushik, M. K. (2013). Caracterização de resíduos sólidos municipais na cidade de Jalandhar, Punjab, Índia. doi:10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000156

Siddappaji, Sujatha, K., & Radha, R. C. (2016). Tecnologias para a separação e gestão de resíduos sólidos: uma revisão. doi:10.1109/ICETETS.2016.7603046

Soukiazis, E., & Proença, S. (2020). Os determinantes do desempenho da produção e reciclagem de resíduos nos municípios portugueses: uma abordagem de equações simultâneas. doi:10.1016/j.wasman.2020.06.039

Talalaj, I. A., & Walery, M. (2015). O efeito do gênero e da estrutura etária na geração de resíduos municipais na Polônia. doi:10.1016/j.wasman.2015.03.020

Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). *Handbook of Solid Waste Management.* Estados Unidos da América: McGRAW-HILL.

Templ, M., Hron, K., & Filzmoser, P. (2011). robCompositons: um pacote R para análise estatístca robusta de dados composicionais. *Theory and applications. John Wiley & Sons, Ltd.*, 341-355.

Teshome, Y. M., Habtu, N. G., Molla, M. B., & Ulsido, M. D. (2022). Quantificação de resíduos sólidos urbanos e previsão de modelos. doi:10.22034/gjesm.2023.02.04

Vieira, D. C., & Fiore, F. A. (2021). Caracterização de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte - estudo de caso no município de Monteiro Lobato/SP. doi:10.36659/dae.2022.035

Villalba, L., Donalisio, R. S., Basualdo, N. E., & Noriega, R. B. (2020). Caracterização de resíduos sólidos domiciliários em Tandil (Argentina): Aspectos socio-económicos, institucionais, temporais e culturais que influenciam a quantidade e composição dos resíduos. doi:10.1016/j.resconrec.2019.104530

Wavrer, P. (2018). Teoria da amostragem (TAM) aplicada à caracterização dos resíduos sólidos urbanos (RSU) - um estudo de caso da França. doi:10.1255/tosf.101

Zero Waste Scotland. (2014). *Relatório de comentário: Os potenciais impactos na saúde do alargamento da frequência da recolha de resíduos não recicláveis.* Obtido de https://centralbeds.moderngov.co.uk/documents/s77573/Background%20Paper%20-%20Zero%20Waste%20Scotland%20Report.pdf

Zero Waste Scotland. (2021). *Orientações sobre a metodologia de análise da composição dos resíduos.* Escócia. Obtido de https://cdn.zerowastescotland.org.uk/managed-downloads/mf-nfzyp3da-1677511479d

Zhao, S., Altmann, V., Richterova, L., & Vitkova, V. (2021). Comparação da composição física dos resíduos sólidos urbanos nos municípios checos e do seu potencial de separação. doi:10.15159/AR.21.081

Zorpas, A. A., Lasaridi, K., Voukkali, I., Loizia, P., & Chroni, C. (2015). Variação da análise da composição dos resíduos domésticos das comunidades insulares no âmbito dos planos estratégicos de prevenção de resíduos. doi:10.1016/j.wasman.2015.01.030

Anexos

Anexo I - Evolução da metodologia de quantificação e caracterização física dos resíduos urbanos em Portugal

Anexo II - Evolução do catálogo de triagem das metodologias de quantificação e caracterização física de resíduos urbanos em Portugal

Anexo III - Compilação de metodologias de quantificação e caracterização de resíduos urbanos utilizadas em países europeus

Anexo IV - Compilação de metodologias de quantificação e caracterização de resíduos urbanos utilizadas em países não europeus

Anexo V - Compilação de metodologias nacionais europeias de quantificação e caracterização dos resíduos urbanos

Anexo VI - 52 artigos científicos analisados e 5 metodologias nacionais de países europeus para a quantificação e caraterização dos resíduos urbanos

Anexo VII - Catálogos de triagem de países não europeus

Anexo VIII - Catálogos de triagem dos países europeus

Anexo IX – Sugestão técnica do cenário mais credível para Portugal, de acordo com os 20 critérios de avaliação da metodologia abordada.

Anexo I: Evolução da metodologia de quantificação e caraterização física dos resíduos urbanos em Portugal.

PORTUGAL - EVOLUÇÃO METODOLOGIAS DE CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE RESÍDUOS URBANOS

	Metodologia aplicada	Portaria n.º 768/88 - DGQA (1989)*	Metodologia proposta por Branco, 2005 e aprovado pela Portaria n.º 187/2007 (PERSU II)	Baseado em	Portaria n.º 851/2009
ESTRATIFICAÇÃO	**Resíduo alvo do estudo**	Resíduos Urbanos	Resíduos sólidos residuais, resíduos de embalagens e resíduo biodegradável	Ferramenta SWA 2004	Resíduos sólidos residuais, resíduos de embalagens e resíduo biodegradável. E resíduos para a aplicação da TGR.
	Dimensão espacial da análise	Nível local - conselho municipal	SGRU - região/conjunto de municípios	Ministério do Meio Ambiente (APA)	SGRU - região/conjunto de municípios
	Tipo de amostragem	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória simples	REMECOM 1989	Amostragem aleatória simples
	Fatores influenciadores	Tipo de ocupação dominante na zona de partida e, dentro de cada zona, dependendo da época do ano	Sazonalidade e sistema de recolha	Estudo de caso Valorsul	Sazonalidade e sistema de recolha
AMOSTRAGEM	**Nível de amostragem**	Veículo de recolha de resíduos	Veículo de recolha de resíduos	DGQA 1989	Veículo de recolha ou partir da massa de resíduos acumulados nas áreas de receção das instalaçãoes de triagem ou tratamento de resíduos
	Unidade da amostra	500 a 875 kg	Mínimo de 350 kg e um máximo de 500 kg	Ferramenta SWA 2004 e REMECOM 1989	Mínimo de 250 kg e um máximo de 350 kg
	Quantidade de amostras	24 unidades de amostragem por ano (municípios urbanos) / 6-12 unidades de amostragem (municípios rurais)	45 unidades de amostragem anualmente (21 para recolha indiferenciada e 24 para recolha seletiva)	ASTM D 5231 (1992) e Ferramenta SWA 2004	48 unidades de amostragem anualmente (21 para recolha indiferenciada e 27 para recolha seletiva)
	Duração da campanha do estudo	No mínimo 1 semana	No mínimo 1 semana para recolhas diárias ou semanal No mímino 2 semanas para recolhas quizenal	–	No mínimo 1 semana
	Preparação da amostra	Cone e quarteio	Cone e quarteio	DGQA 1989	Cone e quarteio
	Contaminação e teor de humidade	–	Teor de humidade considerado	Estudo de caso Valorsul	Teor de humidade considerado
CLASSIFICAÇÃO DE CATEGORIAS	**Triagem da amostra**	Fração > 20 mm - fração de classificação < 20 mm = finos	Fração > 20 mm - fração de classificação < 20 mm = finos (opção: quarto de fração 20-40 mm)	DGQA 1989 e Ferramenta SWA 2004	Fração > 20 mm - fração de classificação < 20 mm = finos
	Catálogo de triagem	8 categorias primárias	11 categorias primárias 26 categorias secundárias	Políticas de gestão dos resíduos sólidos urbanos da União Europeia	14 categorias 32 categorias secundárias
ANÁLISES ESTATÍSTICAS	**Padrões estatísitcos**	Metodologia baseada em uma análise estatística da variabilidade dos resíduos produzidos	Nível de confiança de 95%	Ferramenta SWA 2004	Nível de confiança de 95%
	Apresentação dos dados	Peso, volume e composição física da amostra e RU	Dados em brutos e cálculo estatísticos	Ferramenta SWA 2004	Dados em brutos e cálculo estatísticos
	Aplicação informática	–	Folha de cálculo padronizada	Ferramenta SWA 2004	Folha de cálculo padronizada
	Quantificação	Apresenta metodologia específica para a situação de impossibilidade de pesagem da totalidade dos resíduos em análise	Apresenta metodologia específica para a situação de impossibilidade de pesagem da totalidade dos resíduos em análise	Estudo de caso Valorsul	Apresenta metodologia específica para a situação de impossibilidade de pesagem da totalidade dos resíduos em análise
ADICIONAIS	**Meios materiais e humanos**	Identifica o equipamento e o pessoal necessário	Identifica o equipamento e o pessoal necessário	–	Deve ser garantido a utilização de EPI pela equipa de caracterização
	Saúde e segurança	–	Deve ser garantido a saúde, higiene e segurança para implementação desta metodologia	Ferramenta SWA 2004	Deve ser garantido a saúde, higiene e segurança para implementação desta metodologia
	Custos	–	Estimar custos	Ferramenta SWA 2004	Estimar custos

* Adaptado de acordo com Branco, 2005 e Martinho, Silveira & Branco, 2008).

– Dados não reportados.

Anexo II: Evolução do catálogo de triagem das metodologias de quantificação e caraterização física de resíduos urbanos em Portugal.

PORTUGAL - EVOLUÇÃO CATÁLOGO DE TRIAGEM DE CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DE RESÍDUOS URBANOS

Documento Técnico n.º 1 - DGQA, 1989 (Branco, 2005)	**Portaria n.º 187/2007 (aprovação PERSU II)**		**Portaria n.º 851/2009**	
Categorias (8)	**Categorias (11)**	**Subcategorias (26)**	**Categorias (14)**	**Subcategorias (32)**
Resíduos putrescíveis	Fermentáveis	Alimentares	Finos < 20mm	
Papel/cartão		Jardins	Biorresíduos	Resíduos alimentares (restos de cozinha)
Têxteis		Outros		Resíduos de jardim
Plásticos	Papel/cartão	Embalagens usadas		Outros resíduos putrescíveis
Vidro		Jornais, revistas, papel	Papel/cartão	Resíduos de embalagens de papel/cartão
Metais		Outros		Jornais e revistas
Outros	Plásticos	Embalagens usadas (PP, PE, PET, PVC)		Outros resíduos de papepl/cartão
Finos <20mm		Outras embalagens	Plástico	Resíduos de embalagens em filme de PE
		Não embalagens (PP, PE, PET, PVC)		Resíduos de embalagens rígidas de PET
		Filmes		Resíduos de embalagens rígidas de PEAD
		Outros		Resíduos de embalagens rígidas em EPS
	Vidro	Embalagens usadas		Outros resíduos de embalagens de plástico
		Outros		Outros resíduos de plástico
	Compósitos	Embalagens	Vidro	Resíduos de embalagens de vidro
		Outros		Outros resíduos de vidro
	Têxteis	Embalagens usadas	Compósitos	Resíduos de embalagens de cartão para alimentos líquidos (ECAL)
		Outros		Outros resíduos de embalagens compósitas
	Têxteis Sanitários			**Pequenos aparelhos eletrodomésticos**
	Metais	Embalagens usadas ferrosas		**Outros resíduos compósitos**
		Outros ferrosos	Têxteis	Resíduos de embalagens têxteis
		Embalagens usadas não ferrosas		Outros resíduos têxteis
		Outros não ferrosos	Têxteis sanitários	
	Madeira	Embalagens usadas	Metais	Resíduos de embalagens ferrosas
		Outros		Resíduos de embalagens não ferrosas
	Outros	Embalagens usadas		Outros resíduos ferrosos
		Outros		Outros resíduos metálicos
	Elementos finos (<20mm)	Elementos finos (<20mm)	Madeira	Resíduos de embalagens de madeira
				Outros resíduos de madeira
			Resíduos perigosos	**Produtos químicos**
				Tubos fluorescentes e lâmpadas de baixo consumo
				Pilhas e acumuladores
				Outros resíduos perigosos
			Outros resíduos	Outros resíduos de embalagens
				Outros resíduos não embalagem
			Resíduos verdes (recolhidos em separado)	
			Resíduos volumosos	

Legenda:

Negrito - categorias acrescentadas em comparação com a metodologia anterior.

Fluxo monomaterial

Anexo III - Compilação de metodologias de quantificação e caraterização de resíduos urbanos utilizadas em países europeus.

METODOLOGIAS DE QUANTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS

	ETAPAS	Dahlén & Lagerkvist, 2008 - Suécia	Castrillón et al., 2013 - Espanha	Edjabou et al., 2015 - Dinamarca	Sahimaa et al., 2015 - Finlândia	Zorpas et al., 2015 - Chipre	Liikanen et al., 2016 - Finlândia	Edjabou et al., 2018 - Dinamarca	Wavrer, 2018 - França	Mathioudakis et al., 2020 - Grécia	Zhao et al., 2021 - República Checa
	Metodologia aplicada	Com base em metodologias internacionais, recomenda uma metodologia, considerando a Teoria da Amostragem (TAM) de Pierre Gy	Norma AFNOR XP X30-408	Com base em metodologias europeias, desenvolve e aplica uma metodologia mais robusta, considerando a Teoria da Amostragem	Com base em metodologias europeias e em estudos de casos finlandeses, desenvolve uma metodologia padronizada	Norma EN 14899:2005	Atualização e teste da metodologia para caracterização de resíduos urbanos indiferenciado (2014), nomeadamente, o catálogo de triagem	Caracterização realizada com base nas metodologias: Nordtest (1995), EPA dos EUA (2002), CE (2004) e TAM	Teoria da Amostragem aplicada na metodologia MODECOM	Proposta de metodologia padronizada, no âmbito do projeto Horizonte 2020 (CE)	Metodologia nacional e MODECOM
ESTRATIFICAÇÃO	**Resíduo alvo do estudo**	Resíduos domésticos residual	Resíduos urbanos indifereciados	Resíduos domésticos residuais	Resíduos domésticos residuais	Resíduos domésticos residuais	Resíduos urbanos indiferenciados	Resíduos domésticos residuais	Resíduos domésticos	Resíduos domésticos	Resíduos domésticos residuais
	Dimensão espacial da análise	A depender do estudo	Nível regional	Nível regional	Nível regional	Nível regional	Nível regional	Nível local	Nível local	Nível regional	Nível regional
	Tipo de amostragem	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Não aplica a estratrificação neste estudo	Amostragem aleatória estratificada	Não aplica a estratrificação neste estudo	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada
	Fatores influenciadores	Considerar variações espaciais, sazonais e a origem dos resíduos	Sazonalidade e zona de origem	Origem dos resíduos, tipologia habitacional, procedimento de triagem	Sazonalidade, origem dos resíduos, zona de origem e tipologia habitacional	Sazonalidade, influências socioeconómicas e origem dos resíduos	Não consideram fatores de influência	Sazonalidade, origem dos resíduos e tamanho do agregado familiar (número de moradores por residência)	Origem dos resíduos	Sazonalidade, origem dos resíduos e sistema de recolha	Zonas de origem e origem dos resíduos
AMOSTRAGEM	**Nível de amostragem**	Estudos específicos: habitação Estudos gerais: veículo de recolha	Veículo de recolha	Unifamiliares: habitação Multifamiliares: contentores na via pública	Veículo de recolha	Habitação	Veículo de recolha	Habitação	Veículo de recolha	Contentores na via pública	Habitação
	Unidade de amostragem	100 kg (5 x 100 kg)	250 a 300 kg	Volume contentores: unifamiliares - 60 e 360 l multifamiliares - 400 e 1000 l	100 kg (6 x 100 kg)	Volume sacos plásticos individuais	100 kg	180 a 360 l	512 kg	Volume contentores: Freguesia - 5 pontos Município - 8 pontos	500 kg
	Quantidade de amostras	No mínimo, 5 amostras de 100 kg, devem ser recolhidas de cada estrato. No mínimo, 10 amostras por campanha	48 amostras	1442 amostras unifamiliares - 11 toneladas multifamiliares - 6 toneladas	No mínimo, 6 amostras de 100 kg, devem ser recolhidas de cada estrato	80 a 100 amostras por dia	30 amostras: Municípios menores - 8 amostras Municípios maiores - 22 amostras	303 amostras 3 toneladas	1 amostra	2 419 kg (freguesia) 2 168 kg (município)	35 amostras
	Duração da campanha do estudo	Cada amostra deve cobrir pelo menos uma semana inteira, e serem triados no mesmo dia, ou no dia seguinte	–	Primavera de 2013 Prazo para a triagem de 1 semana, após o dia da recolha das amostras	Cada amostra deve cobrir pelo menos uma semana inteira, e serem triados no mesmo dia, ou no dia seguinte	8 semanas (2 em cada estação do ano)	Final do inverno de 2015	Três campanhas: 1 semana por campanha Prazo para a triagem de 1 semana, após o dia da recolha das amostras	–	Quatro campanhas: 1 semana por campanha Amostras triadas no mesmo dia da recolha	–
	Preparação da amostra	Recomendam a amostragem de uma pilha plana e alongada, com um corte nos dois planos paralelos	Quarteamento	Não houve redução da amostra	Pilhas planas e alongadas Separação dos resíduos volumosos Mistura da pilha plana e alongada Formação de uma subamostra com resíduos de diferentes lados da pilha (até 100 kg)	–	Pilhas planas e alongadas Separação dos resíduos volumosos Mistura da pilha plana e alongada Formação de uma subamostra com resíduos de diferentes lados da pilha (até 100 kg)	Não houve redução da amostra	Seleção aleatória de 10 parcelas (de aproximadamente 50 kg cada) Secagem da amostra Separação de resíduos heteróclito Quarteamento	Não houve redução da amostra	–
	Contaminação e teor de humidade	Devem ser considerados Amostras não devem ser compactadas	Teor de humidade considerado	Teor de humidade considerado Amostras não compactadas	Devem ser considerados Amostras não devem ser compactadas	–	Regista as dificuldades na etapa da triagem por conta deste critério	Teor de humidade considerado Amostras não compactadas	Teor de humidade considerado	Teor de humidade considerado (no inverno) Amostras não compactadas	–
CLASSIFICAÇÃO DE CATEGORIAS	**Triagem da amostra**	Finos podem ser triados com base na observação visual (peneiramento não obrigatório)	Triagem manual em toda a amostra	Triagem manual em toda a amostra, peneiradas	Finos podem ser triados com base na observação visual (peneiramento não obrigatório)	Triagem manual em toda a amostra	Triagem em duas fases (nível I - nível III) Finos triados com base na observação visual, sem peneiração	Triagem manual em toda a amostra, peneiradas	Fração > 20 mm = triada Fração < 20 mm = finos (peneirado)	Fração > 10 mm = triada Fração < 10 mm = finos (peneirado)	Triagem manual em toda a amostra
	Catálogo de triagem	Máximo 10 categorias primárias	7 categorias primárias	Classificação hierárquica: Nível I - 10 categorias Nível II - 36 subcategorias Nível III - 56 subcategorais	Classificação hierárquica: Nível I - 11 categorias Nível II - 27 subcategorias Nível III - 38 subcategorais	12 categorias primárias 45 categorias secundárias	Classificação hierárquica: Nível I - 11 categorias Nível II - 27 categorias Nível III - 40 categorais	9 categorias	12 categorias	9 categorias primárias 33 categorias secundárias	13 categorias primárias 8 categorias secundárias
ANÁLISES ESTATÍSTICAS	**Padrões estatísitcos**	Deve-se evitar os erros da TAM para maior representatividade das amostras	–	Transformação logarítmica dos dados, antes das análises estatísticas	Nível de confiança de 95% Intervalos de confiança devem ser determinados para cada categoria de resíduo	–	Nível de confiança de 95% Intervalos de confiança devem ser determinados para cada categoria de resíduo	Transformação isométrica de razão logarítmica dos dados, antes das análises estatísticas	Cálculo de estimativa do Erro Fundamental da Amostragem (EFA) com 95% de confiança	–	–
	Apresentação dos dados	–	Média, desvio padrão, gráficos de barras, gráficos de dispersão e equação para calcular valores energéticos dos resíduos	Média, desvio padrão, testes de permutação, de Kruskal-Wallis, de Kolmogorov-Smirnov, de Spearman e matriz de correlação	Média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação, intervalo de confiança relativo (%) e intervalo de confiança (kg).	Média e desvio padrão	Média, desvio padrão, coeficiente de variação, testes de Shapiro-Wilk e de Mann-Whiteney	Média, média geométrica, mediana, quartis, modelo linear multivariado e comparação entre a análise estatística clássica e a análise de dados composicionais	Imagens e gráficos dos resultados do Erro Fundamental da Amostragem (EFA), total e por categoria	Outliers, bigodes, mediana, amplitude interquartil, quartil superior e inferior, gráficos de barras e boxplots, e taxa de separação e impurezas na fonte	Média, testes de Shapiro-Wilk, de Fligner-Killeen, de Tau de Kendall, gráficos de barras, de círculo e de regressão
	Aplicação informática	Identificou questionamentos acerca do programa Protocol (EUA EPA, 1991)	–	Software estatístico R	–	–	Software SPSS Statistic Versão 23	Software para análise de dados composicionais (CoDaPack, Open Source R, robCompositions)	Software ECHANT, baseado na Teoria da Amostragem e dedicado ao EFA	MS Excel e Programa R (Core Team, 2019), pacotes: zCompositions, dplyr, ggPlot e magrrir	Programa R (Core Team, 2016)
	Quantificação	–	–	Quantificado a taxa de produção de resíduos, por semana Demonstra a possibilidade de extrapolação por meio das correlações	–	Quantidade de deposição anual em aterro conhecida	–	Recomendam a consideração do tamanho do agregado familiar	–	Quantidade per capita anual conhecida	Quantidade per capita anual conhecida
ADICIONAIS	**Meios materiais e humanos**	Identificou a quantidade de trabalhadores necessária para caracterizar uma certa quantidade de resíduos	–	Caracterização realizada por equipa profissional	–	–	Formação de equipa sobre o catálogo de triagem	–	–	Triagem dos resíduos realizada por equipa especializada, com a presença do grupo de investigação Balança precisa e caixas específcas para pesagem das amostras	Identifica a utilização de uma balança digital e câmara fotográfica
	Saúde e segurança	–	–	–	–	–	Realizado palestra sobre questões de segurança para a equipa da triagem	–	–	–	Identifica a utilização de equipamentos de proteção (fatos, luvas, óculos e respiradores)
	Custos	Identificou a relação entre uma maior qualidade dos dados e custos mais elevados para realização do estudo	–	–	Identificado relação de maior qualidade na escolha de estratos, com maiores custos	Identifica este critério como o principal motivo pelas falhas no sistema de gestão dos resíduos	Refere algumas limitações no estudo, devido aos custos e ao tempo	–	–	Identifica a metodologia proposta, com custos e esforços relativametne baixos	–

– Dados não reportados

Anexo IV - Compilação de metodologias de quantificação e caraterização de resíduos urbanos utilizadas em países não europeus.

METODOLOGIAS DE QUANTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS

	ETAPAS	Gómez et al., 2009 - México	Sethi et al., 2013 - Índia	Komakech et al., 2014 - Uganda	Al-Jarallah e Aliea, 2014 - Kuwait	Kumar et al., 2016 - Índia	Ozcan et al., 2016 - Turquia	Adeniran et al., 2017 - Nigéria	Benis et al., 2018 - Irão	Abykhani et al., 2020 - Cazaquistão	Villalba et al., 2020 - Argentina	Mushtaq et al., 2020 - Himalaya (Índia)	Saluja et al., 2020 - Índia	Vieira e Flore, 2021 - Brasil	Cheela et al., 2021 - Índia	Teshome et al., 2022 - Etiópia
	Metodologia aplicada	Bernache-Pérez (2001) ASTM D 5231-92 (1998) Abu Qdais et al. (1997) Norma Mexicana	ASTM D5231-92 (2008)	–	ASTM D5231-92 (2008) McCauley-Bell et al. (1997)	Normas Indianas	ASTM D5231-92 (2003)	ASTM D5231-92 Autoridade de Reserva de Conservação de Recursos (RCRA)	Pichtel (2005) ASTM D5231-92 (2003)	Com base em metodologias e estudos de referência, desenvolve uma metodologia para o país e outros similares. Entre elas, ASTM D5231-92 (2016)	Metodologia Japonesa (Sakurai, 1983), CE (2004) e outros estudos de referência	ASTM D5231-92 (2016)	ASTM D5231-92 (2016)	Com base em outras metodologias de referência, desenvolvido de metodologia simplificada. Entre elas, ASTM D 5231-92 (2003) e CE (2004)	ASTM D5231-92 (2016) Comissão Europeia (2004)	Pichtel (2005) e outros estudos
IDENTIFICAÇÃO	**Resíduo alvo do estudo**	Resíduos domésticos	Resíduos urbanos (de diferentes origens)	Resíduos urbanos	Resíduos urbanos	Resíduos urbanos	Resíduos urbanos	Resíduos urbanos (instituição acadêmica)	Resíduos domésticos	Resíduos urbanos	Resíduos domésticos	Resíduos urbanos	Resíduos urbanos (estabilizados)	Resíduos urbanos	Resíduos urbanos (de diferentes origens)	Resíduos urbanos (de diferentes origens)
	Dimensão espacial da análise	Nível local	Nível local	Nível regional	Nível regional	Nível regional (regiões montanhosas)	Nível regional	Universidade	Nível local	Nível regional	Nível regional	Nível regional (regiões montanhosas)	Aterro Sanitário	Nível regional	Nível local	Nível local
	Tipo de amostragem	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada e sistemática	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória simples	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada e sistemática
	Fatores influenciadores	Sazonalidade, influências socioeconómicas e origem dos resíduos	Sazonalidade, origem dos resíduos e influências socioeconómicas	Sazonalidade, zonas de origem e influências socioeconómicas	Sazonalidade e zonas de origem	Influências socioeconómicas	Sazonalidade e influências socioeconómica	Origem dos resíduos (natureza da atividade)	Origem dos resíduos e níveis de educação pública e sensibilidade para as questões da gestão dos resíduos	Sazonalidade e zona de origem	Sazonalidade, Influências socioeconómicas, origem dos resíduos e hábitos culturais locais	Influências socioeconómicas e zonas de origem	Diferentes zonas de origem do aterro	Influências socioeconómicas, zona de origem e sistema de recolha	Sazonalidade, zona de origem, influências socioeconómicas e origem dos resíduos	Sazionalidade, influências socioeconómicas e origem dos resíduos
AMOSTRAGEM	**Nível de amostragem**	Habitação	Veículo de recolha	Veículo de recolha	Veículo de recolha	Veículo de recolha	Veículo de recolha	Veículo de recolha	Veículo de recolha	Veículo de recolha	Habitação	Contentores na via pública	Escavação em aterro	Contentores na via pública	Habitação: resíduos domésticos Contentores na via pública: resíduos comerciais Veículo de recolha: resíduos urbanos	Amostragem direta em todas as origens
	Unidade de amostragem	Volume sacos plásticos individuais (Total de 4 098 kg)	100 kg	–	91 – 136 kg	–	1 m³ (corresponde a 250 kg)	30 - 50 kg	–	91 – 136 kg	Volume sacos plásticos individuais	100 kg	140 kg	200 l (equivalente a 40 kg)	De cada estrato: Habitação: 12,5 ± 0,5 kg Contentores na via pública : 12,5 ± 0,5 kg Veículo de recolha: 12,5 ± 0,5 kg	Volume sacos plásticos individuais
	Quantidade de amostras	1687 amostras (33 a 35 habitações)	–	250 amostras	666 amostras	–	16 amostras	48 amostras	384 amostras	10 amostras	80 amostras (80 habitações)	21 amostras	7 zonas periféricas do aterro	800 l	De cada estrato: Habitação: 80x5 Contentores na via pública: 30 ± 2 Veículo de recolha: 10x2	Resíduos: Domésticos - 90 amostras Comerciais - 44 amostras Institucionais - 12 amostras Unidades de saúde - 9 amostras Varrição de rua - amostras de 7 km
	Duração da campanha do estudo	Três campanhas: 8 dias de recolha por campanha 7 dias de caracterização por campanha Amostras triadas no mesmo dia da recolha	Quatro campanhas: 1 semana por campanha	Ao longo de 1 ano: 30 dias consecutivos, depois em 2 dias consecutivos a cada 2 meses	–	–	2 dias em janeiro (inverno), 1 dia em julho e 1 dia em agosto (verão). Considerando dias da semana e de finais-de-semana	Três campanhas: 1 semana por campanha	–	Três campanhas: 5 dias por campanha	Três campanhas: 8 dias de recolha por campanha 7 dias de caracterização por campanha Amostras triadas no mesmo dia da recolha	Uma campanha de 1 semana Entre os meses de junho e agosto de 2018	–	–	Três campanhas de 1 semana Entre junho de 2017 e março de 2018	Duas campanhas de 1 semana Entre dezembro de 2020 a fevereiro de 2021 e junho a agosto de 2021
	Preparação da amostra	Não houve redução da amostra	Quarteamento	–	Quarteamento	Quarteamento	Pilhas espalhadas e envasadas com um molde de 1 m x 1 m x 0,5 m	Amostra constituída por diferentes camadas da amostra inicial, utilizando uma pá e sacos de polietileno	–	Quarteamento	Não houve redução da amostra Quarteamento (para aferir volume)	Quarteamento	Quarteamento	Dupla homogeneização e quarteamento	Quarteamento	Não houve redução da amostra
	Contaminação e teor de humidade	Amostras não compactadas	Teor de humidade considerado	Teor de humidade considerado	–	Teor de humidade considerado	Teor de humidade considerado Amostras não compactadas	–	Teor de humidade considerado	–	Teor de humidade considerado Amostras não compactadas	Teor de humidade considerado	Teor de humidade considerado	Teor de humidade considerado Amostras não compactadas	Teor de humidade considerado	–
CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS	**Triagem da amostra**	Triagem manual em toda a amostra, peneiadas	Fração > 20 mm = triada Fração < 20 mm = finos amostras peneiradas	Triagem manual de toda a amostra	Fração > 12,7 mm = triada Fração < 12,7 mm = não triados amostras peneiradas	Triagem manual de toda a amostra	Triagem manual de toda a amostra	Triagem manual de toda a amostra	Triagem manual de toda a amostra	Fração > 20 mm = triada Fração < 20 mm = finos (peneirado)	Triagem manual de toda a amostra	Triagem manual de toda a amostra	Fração > 80 mm = não triada Fração entre 20 - 80 mm = triada Fração < 20 mm = análise química	Triagem manual de toda a amostra	Entre 40mm - 12,5 mm = triada Fração < 12,5 mm = finos amostras peneiradas	Triagem manual de toda a amostra
	Catálogo de triagem	15 categorias	10 categorias	8 categorias	9 caterorias	6 categorias	17 categorias	12 categorias	6 categorias	Classificação: fração - 12 categorias componentes - 15 categorias subcomponentes - 14 categorias	12 categorias 8 subcategorias	10 categorias	8 categorias	14 categorias	11 categorias	8 categorias
ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	**Padrões estatísticos**	Nível de confiança de 99%	–	–	Nível de confiança de 95%	Nível de confiança de 90%	–	Nível de confiança de 90% Precisão de 10%	Nível de confiança de 95%	Nível de confiança de 90% Precisão de 20%	Nível de confiança de 95%	–	–	–	Nível de confiança de 95% Precisão de 5% e 10%	Nível de confiança de 95% Transformação logarítmica dos dados
	Apresentação dos dados	Gráficos de barras e circular e análise da variância (ANOVA)	Média e desvio padrão	Média, desvio padrão, gráficos em barras e box plot e testes ANOVA e Tukey	Média, desvio padrão, análise fatorial, análise da variância (ANOVA), modelos de regressão e análise residual	Média, mediana, variância, desvio padrão, intervalos de quartil, intervalos de confiança e gráfico de caixa e bigode	Média e gráficos de barras	Teste de Spearman e gráfico circular	Teste do qui-quadrado	Média, mediana, desvio padrão, 1º e 3º quartis e gráficos de barras	Média, desvio padrão, intervalos de confiança, testes de Shapiro-Wilks, ANOVA e Turkey e gráfico de regressão	Média, desvio padrão e gráfico de barras	Média, desvio padrão, gráfico circular, análise elementar e de metais pesados	Gráfico de barras e rede	Média e desvio padrão	Média, desvio padrão, testes de Kolmogorov-Smirnov, correlação de Pearson, ANOVA, t de Student, Tukey e t pareado, regressão linear múltipla e modelo de previsão de produção de resíduos
	Aplicação informática	–	–	Programa R (Core Team, 2012)	–	Software MS Excel 2007	–	Software SPSS 21 e NALAS (SWIS)	Software estatístico SPSS 13	–	Software ArcGIS Grouping Analysis	–	–	–	–	Software estatístico SPSS 25
	Quantificação	Calculado quantidade média ponderada dos resíduos (per capita por dia)	Quantidade per capita por dia conhecida	Quantidade per capita por dia controlada	Quantidade per capita por dia conhecida	Determinado com base na pesagem dos veículos de recolha	Determina com base na análise da variação da produção de resíduos nos últimos 2 anos	Determinado com base na dimensão dos veículos de recolha	Quantidade per capita por dia conhecida	Extrapolado a partir de dados municipais e metodologia americana	Taxa de geração de resíduos ponderada com base nos resultados obtidos por cada estrato e a proporção da sua população	Taxa de geração de resíduos, baseada em pesquisas domiciliar porta a porta e em dados de estudo anterior	–	Recomenda a divisão do peso total de resíduos, rececionados diariamente nas instalações de tratamento, pelo total de habitante do município	Taxa de geração dos resíduos urbanos, calculada com base em estudos anteriores	Determinada com base no peso total das amostras recolhidas, no nº de habitantes e no nº de dias de recolha
EXTRAS	**Meios materiais e humanos**	Caracterização realizada por profissionais experientes e identificado a utilização de um balança digital calibrada	Caracterização realizada pelos catadores que estavam presentes na lixeira	Caracterização realizada pelos catadores que estavam presentes no aterro sanitário	Caracterização realizada por uma equipa de 6 trabalhadores; Identificado os materiais utilizados	–	Identificação da utilização de balança eletrónica e lona de PEAD	Pás e sacos de polietileno	–	Trabalhadores da estação de triagem e os próprios membros da equipa do projeto	–	Trabalhadores municipais e catadores locais	Identifica a utilização de um equipamento de triagem (foto com 4 trabalhadores)	Caracterização realizada por 4 trabalhadores, e com a utilização de balança mecânica e um dinamômetro	Identificado meios humanos como um fator a influenciar na qualidade dos resultados	–
	Saúde e segurança	–	–	Identificado foto sem a utilização de equipamento de proteção individual (EPI)	Identifica a utilização de EPI e de um conjunto de primeiros socorros	–	–	–	–	–	–	–	Foto dos caracterizadores a trabalhar em más condições	–	–	–
	Custos	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Recolha de poucas amostras por dia para minimização de custos	–	–	–	Refeem sobre os altos custos da amostragem, e as restrições do estudo	–

– Dados não reportados

Anexo V - Compilação de metodologias nacionais europeias de quantificação e caraterização dos resíduos urbanos.

METODOLOGIAS NACIONAIS EUROPEIA DE QUANTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS

	ETAPAS	Suécia - Avfall Sverige (2013) - 60 páginas	Finlândia - JLY Jätelaitosyhdistys (2017) - 58 páginas	Espanha - Ecoembes (2020) - 129 páginas	Zero Waste Scotland - (Willians et al., 2021) - 41 páginas	Grécia - Eunomia Research & Consulting (2021) - 57 páginas
	Metodologia desenvolvidas	Baseia-se nas metodologias: Nordtest (1995), CE (2004) e Suéca RVF (2005:19)	Baseia-se nas metodologias: Nordtest (1995), CE (2004), Avfall Sverige (2013) e RVF (2005:19)	Baseia-se nas metodologias: CE (2004), EN 14899 (2007), Zero Waste Scotland (2015 e 2017), ASTM D5231-92, entre outras normas e estudos europeus	Baseia-se nas metodologias: CE (2004), Escócia SEPA (2008) e Zero Waste Scotland (Parfitt et al., 2015)	Baseia-se nas metodologias: CE (2004), EN 14899 (2005) e ASTM D5231-92 (2016)
ESTRATIFICAÇÃO	**Resíduo alvo do estudo**	Resíduos Domésticos	Resíduos Domésticos (indiferenciados)	Resíduos Urbanos (indiferenciado e seletivo): recomendam análise por setor: doméstico, comercial e industrial	Resíduos Domésticos (indiferenciado e seletivo)	Resíduos Domésticos (indiferenciado e seletivo)
	Dimensão espacial da análise	Nível regional	Nível regional	Nível regional	Nível regional	Nível regional
	Tipo de amostragem	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada	Amostragem aleatória estratificada
	Fatores influenciadores	Conforme objetivo do estudo (exemplos, sazonalidade, tipologia habitacional, origem dos resíduos e sistema de recolha)	Conforme objetivo do estudo (exemplos, sazonalidade, zona de origem, tipologia habitacional, origem dos resíduos e sistema de recolha)	Conforme objetivo do estudo (exemplos, sazonalidade, zona de origem, origem dos resíduos e sistema de recolha)	Sazonalidade, tipologia habitacional, origem dos resíduos, sistema de recolha e influências sociodemográficas	Sazonalidade, origem dos resíduos, sistema de recolha, densidade populacional, tipologia habitacional e influências socioeconómica
AMOSTRAGEM	**Nível de amostragem**	Veículo de recolha (por estrato)	Veículo de recolha (por estrato)	Abordam 3 tipos: Veículo de recolha Contentores na via pública Fossas de entrada das instalações	Habitação	Veículo de recolha (por estrato)
	Unidade da amostra	100 kg (5 x 100 kg)	100 kg (6 x 100 kg)	250 kg	Volume disponível	1,5 m³ (500 - 600 kg)
	Quantidade de amostras	200 habitações com recolha quinzenal, ou 500 habitações com recolha semanal	Recomendam 35 amostras	Recomendam equação para o cálculo por estrato e por fluxo de recolha estudado	50 habitações por estrato (no mínimo, 5 estratos/quarteirões = 250 habitações)	30 amostras = 45 m³ (5 amostras por estrato, em 3 fluxos e em 2 campanhas)
	Duração da campanha do estudo	Cada amostra deve cobrir pelo menos uma semana inteira, e serem triados no mesmo dia, ou no dia seguinte	Cada amostra deve cobrir pelo menos uma semana inteira, e serem triados no mesmo dia, ou no dia seguinte	3 campanhas durante o ano, serem triados no máximo até 48h após a recolha (24h em meses específicos)	No mínimo 2 campanhas com duração de no mínimo 1 semana, a ser triados de preferência, no mesmo dia da recolha	No mínimo 2 campanhas
	Preparação da amostra	Separar os sacos com os finos e perigosos Esvaziar os restantes sacos plásticos Formar uma pilha plana e alongada Realizar cortes paralelos Identificar subamostra	Pilhas planas e alongadas Mistura da amostra inicial Separação dos resíduos volumosos Subamostra compilada	Abordado para os 3 tipos de amostragem: Veículo de recolha Contentores na via pública Fossas de entrada das instalações	Não orientam a redução da amostra, mas sim a sua total classificação	Pilhas retangulares com 0,5 m de altura Seleção de amostras em faixas aleatórias Resíduos retirado do fundo, meio e topo da pilha
	Contaminação e teor de humidade	Amostras com a menor compactação possível	Devem ser considerados	Devem ser considerados	Amostras não compactadas	Devem ser considerados
CLASSIFICAÇÃO DE CATEGORIAS	**Triagem da amostra**	Triagem manual em toda a amostra	Fração > 50 mm = triada Fração entre 10 - 50 mm = finos (peneirado) Finos classificados com base na observação visual	Fração > 50 mm = triada < 50 mm = finos (peneirado) Finos classificados com base na observação visual	Fração > 10 mm = triada < 10 mm = finos	Fração > 10 mm = triada Fração entre 10 mm = finos (peneirado)
	Catálogo de triagem	Nível I - 9 categorias Nível II - 18 subcategorias	Nivel I - 11 categorias Nível II - 28 subcategorias Nível III - 40 subcategorais	Nível I - 10 categorias Nivel II - 22 subcategorias Nível III - 55 subcategorias	Nível I - 14 categorias Nivel II - 53 subcategorias	Nivel I - 16 categorias Nivel II - 13 subcategorias Nivel III - 38 subcategorais
ANALISES ESTATÍSTICAS	**Padrões estatísitcos**	–	Nível de confiança de 95% Intervalos de confiança devem ser determinados para cada categoria de resíduo	Nível de confiança de 90%, 95% ou 99%	–	Nível de confiança de 95%
	Apresentação dos dados	Média, desvio padrão, gráficos circulares e de barras	Média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação, intervalo de confiança relativo (%) e intervalo de confiança (kg).	Resultados resumidos em números e em diagramas, de modo que forneca rastreabilidade e comprovação dos resultados	Dados em brutos e cálculo estatísticos	–
	Aplicação informática	Modelo *Excel*	Ferramenta *Excel* (2014) para estudo de composição	–	Modelo padrão	Modelo padrão (*Excel*)
	Quantificação	Quantificar a taxa de produção de resíduos, com base no peso da amostra principal, na quantidade de habitações recolhidas e a quantidade de dias de recolha	–	–	Valores extrapolados	Fora do âmbito desta metodologia
ADICIONAIS	**Meios materiais e humanos**	Identifica os meios humanos e materiais	Identifica os meios humanos e materiais	Identifica os meios humanos e materiais	Identifica os meios humanos e materiais	Identifica os meios humanos e materiais
	Saúde e segurança	Identifica os riscos de saúde e segurança	Identifica os riscos de saúde e segurança	Identifica os riscos de saúde e segurança	Identifica os riscos de saúde e segurança	Identifica os riscos de saúde e segurança
	Custos	Identifica os custos associados em cada etapa da metodologia	Identifica a necessidade de se elaborar um orçamento para o estudo em geral	–	–	–

– Dados não reportados

Anexo VI - 52 artigos científicos analisados e 5 metodologias nacionais de países europeus para a caraterização dos resíduos urbanos.

	Referência	Ano	País	Título artigo científico
25 Artigos científicos analisados, compilados nos Anexos III e IV, e discutidos nas secções 2.2.2.1. e 2.2.2.2.	Dahlén & Lagerkvist	2008	Suécia	Métodos para estudos de composição de resíduos domésticos
	Gómez et al.	2009	México	Caracterização sazonal dos resíduos sólidos urbanos (RSU) na cidade de Chihuahua, México
	Sethi et al.	2013	Índia	Caracterização de resíduos sólidos municipais na cidade de Jalandhar, Punjab, Índia
	Castrillón et al.	2013	Espanha	Um estudo de caso sobre as características dos resíduos sólidos urbanos nas Astúrias (Espanha): influência de estação e fonte
	Komakech et al.	2014	Uganda	Caracterização dos resíduos municipais em Kampala, Uganda
	Al-Jarallah & Aleisa	2014	Kwait	Um estudo de base que caracteriza os resíduos sólidos urbanos no estado do Kuwait
	Edjabou et al.	2015	Dinamarca	Composição dos resíduos sólidos urbanos: Metodologia de amostragem, análises estatísticas, e avaliação de estudos de caso
	Sahimaa et al.	2015	Finlândia	Método para estudos de composição de resíduos domésticos residuais
	Zorpas et al.	2015	Chipre	Variação da análise da composição dos resíduos domésticos das comunidades insulares no âmbito dos planos estratégicos de prevenção de resíduos
	Liikanen et al.	2016	Finlândia	Atualização e teste de um método finlandês para estudos de composição resíduos sólidos urbanos mistos
	Kumar et al.	2016	Índia	Caracterização dos resíduos sólidos urbanos em regiões subtropicais de alta altitude
	Ozcan et al.	2016	Turquia	Caracterização de resíduos sólidos municipais de acordo com diferentes níveis de rendimento: um estudo de caso
	Adeniran et al.	2017	Nigéria	Produção e caracterização de resíduos sólidos na universidade de Lagos para uma gestão sustentável dos resíduos
	Benis et al.	2018	Irão	Caracterização de resíduos sólidos urbanos e comportamentos de resíduos domésticos numa megacidade no noroeste do Irão
	Edjabou et al.	2018	Dinamarca	Análise composicional da variação sazonal no lixo doméstico residual dinamarquês
	Wavrer, Philippe	2018	França	Teoria da amostragem (TAM) aplicada à caracterização dos resíduos sólidos urbanos (RSU) - um estudo de caso da França
	Abylkhani et al.	2020	Cazaquistão	Análise detalhada da composição dos resíduos sólidos urbanos para a cidade de Nur-Sultan, Cazaquistão, com implicações para resíduos sustentáveis gestão na Ásia Central
	Villalba et al.	2020	Argentina	Caracterização de resíduos sólidos domiciliários em Tandil (Argentina): Aspectos socio-económicos, institucionais, temporais e culturais que influenciam a quantidade e composição dos resíduos
	Mushtaq, Jasir	2020	Índia	Caracterização fisio-química dos resíduos sólidos urbanos e sua gestão em zonas urbanas de alta altitude do Noroeste Himalaias
	Saluja et al.	2020	Índia	Caracterização físico-química de RSU estabilizado de um aterro sanitário de Okhla
	Mathioudakis et al.	2020	Grécia	Uma caracterização detalhada dos resíduos sólidos urbanos domésticos
	Vieira & Fiore	2021	Brasil	Caracterização de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte - estudo de caso no município de Monteiro Lobato/SP
	Cheela et al.	2021	Índia	Caracterização dos resíduos sólidos urbanos com base em variações sazonais, fonte e aspetos socioeconómicos
	Zhao et al.	2021	República Checa	Comparação da composição física dos resíduos sólidos urbanos nos municípios checos e do seu potencial de separação
	Teshome et al.	2022	Etiópia	Quantificação de resíduos sólidos urbanos e previsão de modelos

20 Artigos científicos consultados e comentados na seção 2.2.2.4.	Abu Qdais et al.	1997	Emirados Árabes Unido/ Reino Unido	Análise de resíduos sólidos residenciais em locais de geração
	Gerlach et al.	2001	EUA	Teoria da amostragem em estudos ambientais
	Egozcue et al.	2003	Espanha	Transformaçãoes isométricas de razão logarítmica para análise de dados composicionais
	Pertersen et al.	2005	Dinamarca/ Finlândia	Amostragem representativa para análise de dados fiável: Teoria da Amostragem
	Dahlén et al.	2007	Suécia	Comparação dos diferentes sistemas de recolha de resíduos domésticos triados na Suécia
	Gómez et al.	2008	México	Caracterização dos resíduos sólidos urbanos em Chihuahua
	Dahlén et al.	2009	Suécia	Caminhos inconsistentes de resíduos domésticos
	Lebersorger & Beigl	2011	Áustria	Geração de resíduos sólidos urbanos nos municípios: quantificando os impactos da estrutura domiciliar, resíduos comérciais e combustíveis domésticos
	Lebersorger & Schneider	2011	Áustria	Discussão sobre a metodologia para determinar o desperdício de alimentos em estudos de composição de resíduos domésticos
	Painter et al.	2011	EUA	Anállise estatística robusta para estudos de caracterização de resíduos urbanos
	Templ et al.	2011	Áustria/ República Checa	robCompositons: um pacote R para análise estatístca robusta de dados composicionais
	Edjabou et al. (b)	2015	Dinamarca	Análise de dados composicionais de resíduos alimentares domésticos na Dinamarca
	Pawlowsky-Glahn & Egozcue	2015	Espanha	Análise espacial de dados composicionais: uma revisão histórica
	Talalaj & Walery	2015	Polônia	O efeito do gênero e da estrutura etária na geração de resíduos municipais na Polônia
	Miezah et al.	2015	Gana/ Dinamarca	Caracterização e quantificação de resíduos sólidos municipais como uma medida para uma gestão eficaz de resíduos em Gana
	Edjabou et al.	2017	Dinamarca/ Espanha	Análise estatística dos dados de composição dos resíduos sólidos: média aritmética, desvio padrão e coeficientes de correlação
	Bisinella et al.	2017	Dinamarca	Importância da composição dos resíduos para a avaliação do ciclo de vida das soluções de gestão de resíduos
	Kumar & Samadder	2017	Índia	Um modelo empírico para previsão da taxa de geração de resíduos sólidos domésticos: um estudo de caso de Dhanbad
	Soukiazis & Proença	2020	Portugal	Os determinantes do desempenho da produção e reciclagem de resíduos nos municípios portugueses: uma abordagem de equações simultâneas
	Kropáč & Pavlas	2020	República Checa	Análise da composição dos resíduos urbanos: abordagens e soluções para a gestão dos resíduos da República Checa
5 Metodologias nacionais europeias, comentadas na seção 2.2.3.	Avfall Sverige	2013	Suécia	Manual de análise de recolha de resíduos domésticos em contentores e sacos
	JLY Jätelaitosyhdistys	2017	Finlândia	Guia para estudos de composição de resíduos indiferenciados
	Ecoembes	2020	Espanha	Guia metodológico: Preparação de estudos de composição de resíduos
	Zero Waste Scotland (Williams al. et.)	2021	Escócia	Orientações sobre a metodologia de análise da composição dos resíduos
	Eunomia Research & Consulting	2021	Grécia	Análise da composição dos resíduos na Grécia e propostas de alteração do JMD114218/1997

7 Artigos científicos sobre tecnologias na gestão de RU, discutidos na secção 2.2.4.	Malley & Williams	2005	Canadá	O futuro da espectroscopia de infravermelho próximo: aplicações para o meio ambiente
	Abbasi & Hanandeh	2016	Austrália	Previsão da produção de resíduos sólidos urbanos utilizando abordagens de modelagem com inteligência artificial
	Siddapaji et al.	2016	Índia	Tecnologias para a separação e gestão de resíduos sólidos: uma revisão
	Cesetti & Nicolosi	2016	Itália	Processamento de resíduos: novas tecnologias de infravermelhos próximos para identificação e seleção de materiais
	Blanch-Perez-del-Notario et al.	2019	Bélgica	Imagens hiperespectrais para a seleção de têxteis na gama do infravermelho visível e próximo
	Kulisz & Kujawska	2020	Polônia	Previsão da produção de resíduos urbanos na Polónia através da modelação por redes neuronais
	Muri & Hjelme	2021	Noruega	Classificação de resíduos sólidos urbanos através de um modelo de rede neural convolucional profunda aplicada a dados multiespectrais

Anexo VII Catálogos de triagem de países não europeus

CATÁLOGO DE TRIAGEM - PAÍSES NÃO EUROPEUS

Gómez et al., 2009 - México	Sethi et al., 2013 - Índia	Komakech et al., 2014 - Uganda	Al-Jarallah e Aliba, 2014 - Kuwait		Kumar et al., 2016 - Índia	Ozcan et al., 2016 - Turquia		Adeniran et al., 2017 - Nigéria		Bonis et al., 2018 - Idão	Abylkhani et al., 2020 - Cazaquistão			Villalba et al., 2020 - Argentina		Mushtaq et al., 2020 - Himalaya (Índia)	Saluja et al., 2020 - Índia	Vieira e Flora, 2021 - Brasil	Chesta et al., 2021 - Índia	Teshome et al., 2022 - Etiópia
Categoria (15)	Categoria (10)	Categoria (8)	Categoria (9)	Descrição	Categoria (6)	Categorias (17)	Componentes	Categoria (12)	Descrição	Categoria (6)	Fração de RSU (12)	Componente da fração de RSU selecionada (13)	Subcomponente do componente selecionado (14)	Categorias (12)	Subcategorias (8)	Categorias (10)	Categorias (8)	Categoria (14)	Categoria (11)	Categoria (8)
Orgânico	Matéria compostável	Orgânicos	Sanitário	Fraldas, absorventes higiênicos e lenços	Matérias biodegradáveis/compostáveis	Orgânico	Desperdício de alimentos	Resíduo eletrônico	Cabos elétricos, cartuchos de impressoras, acessórios para telefones	Orgânico/desperdício alimentar	Orgânico	Todos os orgânicos	Resíduos de cozinha	Desperdício orgânico		Desperdícios de comida	> 80 milímetros	Orgânico	Matéria orgânica	Matéria orgânica
Papel	Papel/cartão	Plásticos rígidos	Papel	Papel de escritório, jornais, revistas e sacos de papel	Papéis	Papel	Jornais, revistas	Vidro	Todos os materiais de vidro	Papel/cartão			Grandes compostáveis	Resíduos de jardinagem		Resíduos de quintal/ frutas	Partículas mais grossas	Papel	Papel	Papel e produtos de papel
Jornal e revista	Plástico/polietileno	Plásticos flexíveis (polietileno)	Fibras onduladas	Embalagem para leite, suco, frutas e vegetais, cartão e copos e pratos de papel	Plásticos	Cartão	Caixas de cartão	Couro	Sapatos e bolsas de couro	Plásticos			Outros orgânicos (< 12 mm)	Papel		Papel e cartão		Plásticos	Plásticos	Plásticos
Cartão	Vidro	Papéis	Garrafas PET	Embalagem (por exemplo, refrigerantes, leite, água)	Vidro e cerâmica	Cartão volumoso		Metal	Latas de conserva, latas de alumínio, ferro e não alumínio	Vidro	Plástico	LDPE	Bags	Cartão		Plástico	10 - 80 milímetros	Isopor	Têxtil	Vidro
Metal	Borracha/couro	Metais	Filme	Embalagem de plástico (por exemplo, sacos, sacolas, invólucros)	Metais	Plásticos	Plástico, exceto PET	Sacos de polietileno	Sacos de embalagem de polietileno, sacher water bag, sacos PP, nylons	Metais			Outros LDPE (emb. de alimentos/ roupas)	EC-AL		Vidro	RCD	Vidro	Metal	Metal
Alumínio	Trapos	Vidro	Desperdício orgânico	Restos de alimentos, restos de quintal e folhas de árvores	Inertes, cinzas e detritos	Vidro	Frascos, vidros coloridos e incolores	Orgânicos	Restos de alimentos, entulhos de jardim (ramos, galhos, folhas, grama)	Outros		HDPE	-	Plásticos	PET	Têxtil	Papel	Tetrapak	Couro/ borracha	Têxtil
Vidro de cor clara	Metais	Têxteis e couros	Madeira	Móveis de madeira e caixas de frutas e verduras		Metais	Metais de ferro, latas e materiais de alumínio	Papel	Livro de notas, papel de impressora, livros de texto, papel brilhante			PET	-		PEAD	Borracha e couro	Plástico	Tecidos	Vidro/ cerâmica	Madeira
Vidro colorido	Matéria de madeira	Outros	Metais	Bens duráveis, como eletrodomésticos e móveis, além de recipientes e embalagens, como latas de refrigerante, latas de alimentos, potes e cabides		Metais volumosos		Plástico	Garrafas PET, PEAD e outros plásticos			Outros plásticos	-		Outros plásticos	Metais	Têxtil	Materiais de higiene	Resíduos sanitários	Outros (poeira, cinzas, lixo eletrônico, pedra)
Plástico	Inertes		Vidro	Embalagem (garrafas de refrigerante, frascos para alimentos, cosméticos e outros produtos)		Equipamento elétrico	Telefones, rádios, equipamentos de informática	Resíduos sanitários	Pentes, fraldas e algodão			Plásticos mistos	-	Vidro		Madeira	Madeira	Madeira	Lixo eletrônico	
Embalagens plásticas	Outros					Resíduos perigosos	Baterias e acumuladors, caixas de tinta	Têxtil	Artigos de pano e perucas		Papel (todos)	Papel	Jornais /revistas / escritos	Têxteis		Inertes	Vidro	Resíduos perigosos	Resíduos mistos	
Fibra vegetal						Resíduos de jardim	Madeira e outros resíduos de jardim	Outros	Sujeiras, cabelos e materiais diversos				Embalagens	Metais	Alumínio		Plástico macio	Resíduos elétricos e eletrônicos (REE)	Outros	
Fibra sintética						Outros não combustíveis	Borracha, etc	Inertes	Solo e pedra				Papel de escritório		Metais ferrosos		Outros	Resíduos de serviços de saúde (RSS)		
Baterias						Outros combustíveis	Materiais combustíveis (fraldas, sapatos, bolsas, têxteis, tapetes, etc)						Outros papéis (papel higiênico e tampões)	Resíduos especiais				Resíduos de construção civil (RCC)		
Resíduos finos						Outros combustíveis volumosos	Móveis, etc					Cartão	-		REEE's		< 20 milímetros	Outros materiais		
Outros						Outros não combustíveis volumosos						Tetra Pak (EC-AL)	-		Baterias		Materiais semelhantes ao solo			
						Outros						Papel misto	-		Outros resíduos especiais					
						Cinzas	Ferrao, pedra, rocha, etc				Fraldas		-	Resíduos sanitários domésticos						
											Vidro	Vidro separável	Transparente	Resíduos diversos	Resíduos que não se enquadrem nouras categorias					
													Verde							
													Escuro							
												Vidro misto	-							
											Tibalé e couro		-							
											Outras frações finas (< 12 mm)		-							
											RCD		-							
											Metais	Ferrosos	-							
												Não ferrosos	-							
											Diversos	Todos diversos	Produtos farmacêuticos							
													Outros diversos							
											Madeira		-							
											REEE		-							

Anexo VIII. Catálogos de imagens de países europeus.

CATÁLOGO DE TRIAGEM – PAÍSES EUROPEUS

Getzke & Logerfield, 2008 – Sérvia

Categorias primárias (13) mais comuns	Termos alternativos ou subordinados, usados como componentes primários
Resíduos biodegradáveis	Biomassa, resíduos ferrosíveis, resíduos domésticos, resíduos de quintal, resíduos orgânicos, resíduos degradáveis, resíduos de cozinha e jardim, "produtos biológicos e resíduos sanitários (loos); pão, restituos animais, produtos orgânicos naturais
Papel	Jornais, papel e periódicos, papel e cartão, cartão, papel novo, papel total, papel de alta qualidade, papel ondulado, embalagens de papel, outros papéis que não sejam embalagens
Plástico	Embalagens plásticas, embalagens de filme plástico, embalagens de plástico denso, embalagens plásticas enjuagadas, plástico não embalagem
Vidro	Embalagem de vidro, vidro não embalagem
Metais	Embalagens metálicas, metais não embalagem, alumínio, ferro, metais ferrosos, metais não ferrosos
Madeira	
Têxteis	Roupa e couro, têxtil para a saúde, calçados e sapatos
Resíduos perigosos	Resíduos domésticos perigosos, resíduos médicos, resíduos especiais, pequenos resíduos químicos
Outros orgânicos	Guardanhetes não classificados, outros sem-hanhetes, combustíveis diversos
Outros inorgânicos	Incombustíveis não classificados, outros não sem-hanhetes, diversos não combustíveis, cerâmica, minerais
Finos	Miudeal

Castrillón et al., 2013 - Espanha

Categorias primárias (7)
Fração orgânica
Plástico
Papel/cartão
Vidro
Têxteis
Metais
Outros

Ribjakou et al., 2015 - Dinamarca

Nível I (10)	Nível II (37)	Nível III (53)
Desperdício alimentar	Resíduos alimentares vegetal	Desperdício de alimentos processados vegetais
	Resíduos alimentares de origem animal	Desperdício de alimentos não processados animais
		Desperdício alimentar sanábael
Resíduos de jardinagem	Animais mortos e excrementos de animais (excluindo areia de gato)	Animais mortos
		Sacos de excrementos de animais
	Resíduos de jardim	Solo Nomido
		Material vegetal
		Material vegetal lenhoso
		Palha de animais
Papel	Anúncios/ propaganda	
	Caixa e bainha	
	Revistas e periódicos	
	Jornais	
	Papel de escritório	
	Listas telefônicas	
	Papéis diversos	Envelopes
		Papel Kraft
		Outros papéis
		Recibos/ comprovantes.
		Autoadesivos
		Papel de seda
		Papel de embrulho
Cartão	Caixas onduladas.	
	Caixas dobráveis	
	Caixas/potes/cópias (Cartões/cartões/cópia)	
	Cartão diversos.	Embalagens cartonadas para bebidas (Beverage cartons)
		Pratos e copos de papel
		Cartões e etiquetas
		Caixas de ovos e acessórios
	Cartão cartões	
	Talões	
Plástico	Embalagem plástica	PET/ PETE
		PEAD
		PVC/ V
		PEBD
		PP
		PS
		Outros revistas plásticas etiquetados com [1 18] e **ABS**
		Revistas plásticas não identificada
	Plástico não embalagem	
	Plástico filme	Plástico filme para
		Plástico completo + revestimento metálico
Metal	Embalagens metálicas	Pescoço
		Não ferroso
	Metais não embalagens	
	Folha de alumínio para embalagem	
Vidro	Embalagem de vidro	Copos
		Garrafas
	Vidros para cerveiros de cozinha e	
	Outros vidros especiais	
Diversos combustíveis	Compósitos, resíduos de higiene humana (fraldas, tampões, [redacted]etc. etc)	Fraldas
		Absorventes
	Têxteis, couro e borracha	Têxteis
		Couro
	Sacos de aspiração de pó	Borracha
Incombustíveis diversos	Outros resíduos combustíveis	
Inertes	Pedras de construção	
	Cinzas de lareira	
	Poeira e sujeira	
Resíduos especiais	Resíduos de cozinhação e demolição	
	Baterias recarregáveis/ Baterias não-especificadas de dispositivos (Drogas eletrônicos/non-device (pesoto)	
	REEE	Grandes eletrodomésticos
		Pequenos eletrodomésticos
		Equipamentos de informática e telecomunicações
		Equipamentos de consumo e painéis fotovoltaicos
		Equipamentos de iluminação
		Ferramenta elétrica e eletrônica (uso heavenistas estacionários de grande porte) (on-large-scale stationary tools)
		Brinquedos, equipamentos de lazer e esportivo.
		Dispositivos médicos (exceto produtos implantados e infectados)
		Instrumento de monitoramento e controle
		Dispensadores automáticos
	Outros resíduos perigosos diversos	

Em negrito: Acrônimo/tributadas/endonos (ABS)

Sahtmaa, et al., 2016 - Portlândia

Nível I (11)	Nível II (27)	Nível III (36)
Biomassa	Resíduos de cozinha	Resíduos de cozinha
	Resíduos de jardim	Flora e galhos
		Outros resíduos de jardim
	Outros biomassas	Outros biomassas
Papel	Embalagem de papel	Embalagem de papel
	Papel não embalagem	Papel de encerradalidade do produtor
		Outro papel não embalagem
Cartão e cartolina (papelcoard and cardboard)	Embalagem de cartão	Embalagem de papel cartão reciclada de alumínio (Aluminium-layered paperboard packaging)
	Embalagem de cartolina	Embalagem de cartolina
	Cartão e cartolina não embalagem	Cartão e cartolina não embalagem
Madeira	Embalagem de madeira	Embalagem de madeira
	Madeira tratada	**Madeira tratada**
	Madeira não tratada e não embalagem	Madeira de construção e demolição
		Outras madeiras não tratadas e não embalagem
Plástico	Embalagem de plástico	Embalagem de plástico denso
		Embalagem de plástico filme
	Plástico não embalagem	Plástico denso não embalagem
		Plástico filme não embalagem
Vidro	Embalagem de vidro	Embalagem de vidro
	Vidro não embalagem	Vidro não embalagem
Metal	Embalagem metálica	Embalagem de alumínio
		Outras embalagens metálicas
	Metal não embalagem	Metal não embalagem
Têxteis, calçados e bolsas	Calçados e bolsas (Shoes and bags)	Calçados e bolsas
	Têxteis	Roupas
		Outros têxteis
REEE e baterias	REEE	**Tubos fluorescentes, lâmpadas de baixo consumo e LED** (Energy saving lamps and fluorescent tubes)
	Baterias pequenas	**Baterias pequenas**
	Baterias de veículos	**Baterias de veículos**
Produtos químicos perigosos	**Medicamentos**	**Medicamentos**
	Outros produtos químicos perigosos	**Outros produtos químicos perigosos**
Resíduos diversos	Embalagens diversas	Embalagens diversas
	Fraldas e protetores higiênicos	Fraldas e protetores higiênicos
	Outros resíduos diversos	Outros resíduos combustíveis
		Entulho
		Outros resíduos não combustíveis

Em negrito: Resíduos perigosos

Zeqara et al., 2016 - Chipre

Categorias primárias (12)	Categorias secundárias (28)
PMD (embalagens para a reciclagem)	embalagens plásticas
	embalagens metálicas
	Telha pack
Plástico filme	
Plásticos não-recicláveis (garrafinhas, cabides de sapatos e partes de eletrônicos)	
Alumínio (papel de alumínio e latas)	
Papel	Embalagens
	Jornais
	Outros papel não embalagens
	Revistas
	Artigos de papelaria - escritório
	Anúncios e propaganda
Vidro (garrafas e outros)	
Papel higiênico e de cozinha	
Desperdício alimentar (A - evitável)	Padaria
	Confeitaria
	Produtos lácteos
	Queijo e pasta
	Doces
Desperdício alimentar (B - evitável)	Iogurtes
	Outros alimentos
	Ovos
	Bacanas
	Maçã
	Pera
	Pêssego
	Kiwi
	Melão
	Melão
Têxteis, calçados e bolsas	Calçados e bolsas (Shoes and bags)
	Têxteis
	Medicamentos
REEE e baterias	REEE
	Têxteis
	Baterias pequenas
	Baterias de veículos
Produtos químicos perigosos	**Medicamentos**
	Outros produtos químicos perigosos
Resíduos diversos	Embalagens diversas
	Fraldas e protetores higiênicos
	Outros resíduos diversos
Outros e vegetais	
Resíduos verdes e de quintal	
Outros	Mosquetes (plásticos)
	Roupas/ roupas
	Calçados
	Medicamentos
	Borrages
	Nome
	Cd
	Inacessível
	Ultrapassado
	Estragado
	Pacote, calhetas e garfos
	Velas
	Pratos, sutos e afins

Em negrito: **Resíduos perigosos**

Lithaveni, et al., 2016 - Finlândia

Nível I (21)	Nível II (37)	Nível III (48)
Biomassas	Resíduos de cozinha	Desperdício alimentar evitável
		Desperdício alimentar inevitável
	Resíduos de jardim	Flora, e galhos
		Outros resíduos de jardim
	Outros biomassas	Outros biomassas
Papel	Embalagens de papel	Embalagens de papel
	Papel não embalagens	Papel de encerradalidade do produtor
		Outros resíduos de papel não embalagem
Cartão e cartolina (papelcoard and cardboard)	Embalagens de cartão	Embalagem de papel cartão com camada de alumínio (Aluminium-layered paperboard packaging)
	Embalagens de cartão	Outras embalagens de cartão
	Cartão e cartolina não embalagens	Outros recicláveis de cartão e cartolina não embalagens
		Outros cartão e cartolina não embalagens
Madeira	Embalagens de madeira	Embalagens de madeira
	Madeira tratada	Madeira tratada
	Madeira de construção e demolição	Madeira de construção e demolição
	Outras madeiras não tratadas e não embalagens	Outras madeiras não tratadas e não embalagens
Plástico	Embalagens de plástico	Embalagens de plástico densa
		Embalagens de plástico filme
	Plástico não embalagem	Plástico denso não embalagem
		Plástico filme não embalagem
Vidro	Embalagens de vidro	Embalagens de vidro
	Vidro não embalagens	Vidro não embalagens
Metal	Embalagens de alumínio	Embalagens de alumínio
	Metal não embalagem	Metal não embalagem
Têxteis, calçados e bolsas	Calçados e bolsas (Shoes and bags)	Calçados e bolsas
	Têxteis	Roupas
		Outros têxteis
REEE e baterias	REEE	**Tubos fluorescentes, lâmpadas de baixo consumo e LED**
	Baterias pequenas	**Baterias pequenas**
	Baterias de veículos	**Baterias de veículos**
Produtos químicos perigosos	**Medicamentos**	**Medicamentos**
	Outros produtos químicos perigosos	**Outros produtos químicos perigosos**
Resíduos diversos	Embalagens diversas	Embalagens diversas
	Fraldas e protetores higiênicos	Fraldas e protetores higiênicos
	Outros resíduos diversos	Outros resíduos combustíveis
		Entulho
		Outros resíduos não combustíveis

Em negrito: **Resíduos perigosos**

Categorias incluídas, referente o catalogo de imagens de artigo científico de Sahtmaa, et al., 2015.

Ribjakou et al., 2018 - Dinamarca

Categorias primárias (9)	Componentes
Resíduos alimentares (alimentos)	Resíduos de alimentos derivados de vegetais e animais: frutas frescas, cereais e tubérculos crus ou cozidos, carne, peixe, ossos, vegetais, borra de café, restos de alimentos que contenham casca
Resíduos de jardinagem (jardim)	Flores
Papel	Anúncios e propaganda, lanço e hantos, revistas e periódicos, jornais, papel de escritório, listas telefônicas, papéis diversos
Cartão	Caixas de cartão ondulado, caixas de bebidas, caixas dobráveis, cartões diversos
Embalagem de plástico	Plásticos de embalagens, PET/PETE (1), PEAD (2), PVC/V (3), PEBD (4), PP (5), PS (6) não especificado, PP, (6) especiado, outros recicláveis plásticos enacalado, com [1-19] (7) or ABS, envoi plástico não identificado.
Filme plástico (películo plástico)	Plástico filme para, plásticos completos
Embalagens combina (evitar)	Embalagem de metal (ferrosos, não-ferrosos) e compósitos
Materiais inertes	REEE, resíduos domésticos perigosos, vidro, cinzas, area para gatos, cerâmica, cascalho, etc.
Resíduos combustíveis diversos	Resíduos de higiene humana, outros resíduos combustíveis, fraldas, couro, borracha, sacos de aspiradores

Waste+, 2018 - França

Categorias primárias (12)	Categorias secundárias (40)
Resíduos putrescíveis	Desperdício alimentar
	Produtos alimentares não consumidos
	Resíduos de jardim
	Outros resíduos putrescíveis
Papel	Embalagem
	Jornais, revistas, brochuras
	Publicidade-imprensa
Compósitos	Embalagens de compósitos de cartão (Cardboard composites packaging)
	Pequenos eletroeletrônicos
	Outros embalagens compósitos
Têxteis	**Madeira tratada**
Têxteis para o cuidado de saúde	Têxteis para o cuidado de saúde, tração de papéis sujos
Plásticos	Filmes polietilênicos (FE/PP)
	Frascos e garrafas PET
	Frascos e garrafas polietileno (PE/PP)
	Outros embalagens de plástico
	Outros plásticos
Combustíveis não-classificados	Embalagens de madeira
	Outros combustíveis
Vidro	Embalagem de alto-incidor
	Embalagem de alto-colorido
Metais	Outros latas
	Embalagem de metal ferroso
	Engrenagem de aluminio
	Outros resíduos de metais ferrosos
	Outros resíduos de metais
Incombustíveis não classificados	Embalagens incombustíveis não-classificados
	Outros incombustíveis não classificados
Resíduos perigosos	Produtos químicos
	Lâmpadas fluorescente e lâmpadas economizadoras
	Baterias e acumuladores
	Outros resíduos perigosos
Elementos finos (< 20mm)	Elementos finos com tamanho entre 8mm e 20mm
	Elementos finos inorsons que ferro (exalha-seixos)

Mathioudakkou et al., 2019 - Grécia

Categorias primárias (9)	Categorias secundárias (35)
Biorresíduos	Resíduos biodegradáveis de cozinha/cantina (desperdício alimentar evitável)
	Resíduos biodegradáveis de cozinha/cantina (desperdício alimentar não evitável)
	Pequenos resíduos biodegradáveis de jardim/parque
	Resíduos de poda
	Outros resíduos biodegradáveis
Papel/cartão	Embalagens de papel
	Embalagens de cartão
	Papel/cartão não embalagem
Vidro	Embalagem de vidro
	Vidro não embalagem
Plásticos	Embalagem de plástico rígido
	Embalagem de plástico filme
	Plástico filme não embalagem e sacos de plástico para reunilha de resíduos
	Plástico não embalagem
Metais	Embalagem ferrosa
	Embalagem não ferrosa
	Metais não embalagem
Embalagens compósitas	Embalagens compósitas/complexa
	Outras embalagens complexas
Madeira	Embalagens de madeira
	Outras madeiras
Diversos	Têxteis
	Sapatos e acessórios
	Têxteis sanitários
	Fraldas
Resíduos domésticos perigosos	Baterias e acumuladores
	Outros resíduos perigosos
REEE	**Pequenos eletrônicos**
Resíduos volumosos	Resíduos volumosos
Inertes	Solos e pedras / diversos inertes
Finos	Fração peneirada de 10 mm
Outros	Outros não considerados em outros categorias

Zhao et al., 2021 - República Checa

Categorias primárias (10)	Categorias secundárias (8)
Resíduos biodegradáveis	Desperdício compostável
	Desperdício gastronômico
Papel/ cartão	Cartão
	Papel/ jornal
Plásticos	Garrafas PET
	Plástico filme
Papel/cartão	Plástico filme
	Plásticos flexível
	Plástico não embalagem
Metais	Alumínio
	Metal ferroso
Têxteis	Têxteis
Resíduos perigosos	
Resíduos infecciosos	
Resíduos sólidos municipais	

Em negrito: resíduos não reciclaveis

Nota: Estudo realizado em 2011 e 2012, pelo que as 8 categorias foram separadas com base no catálogo proposto por Ribjakou et al. (2015).

Catálogo de imagens proposto no âmbito do projeto Horizonte 2020 (Waste+Work)

Em negrito: 9 categorias escolhidas como primárias

Anexo IX - Sugestão técnica do cenário mais credível para o país, de acordo com os 20 critérios de avaliação da metodologia abordada.

Amostragem

6 Nível de amostragem: por veículo de recolha de acordo com a estratificação, sem compactar as amostras e conhecendo o n.º de habitações que as produz;

7 Unidade de amostragem: 5 subamostras de 100 kg por estrato, ou calcular a quantidade por estrato conforme a metodologia espanhola (2020);

8 Quantidade de amostras: 25 amostras constituídas por 100 a 200 habitação cada;

9 Duração da metodologia: 4 campanhas anuais, uma para cada estação, com amostras de uma semana inteira. Em cada estação, as amostras devem provir das mesmas habitações. Manter o prazo de 24 horas para caracterização – verificar questões levantadas pelo Dinamarca (2018) e Grécia (2021);

10 Preparação da amostra: Realizar a redução da amostra tendo em conta os erros da Teoria da Amostragem (TAM) e a inclusão dos resíduos volumosos na triagem e nas análises estatísticas, conforme as metodologias sueca (2013) e finlandesa (2017);

11 Contaminação e teor de humidade: Determinar fatores de correção para cada categoria, e ter em conta o cálculo da perda de peso dos resíduos antes e depois do seu armazenamento e triagem, conforme refere os artigos austríaco (2011b) e dinamarquês (2015).

Estratificação

1 Metodologia aplicada: sugestões com base em 45 artigos científicos e 5 metodologias europeias – ver Anexo VI;

2 Resíduo alvo do estudo: resíduos domésticos, incluindo todos os RU com exceção dos resíduos da manutenção de parques e jardins e dos serviços de limpeza municipal;

3 Dimensão espacial da análise: a metodologia deve ser seguida à risca pelos 23 SGRU de PT Continental, para efeito de comparabilidade e qualidade dos dados;

4 Tipo de amostragem: aleatória estratificada, com pelo menos 5 estratos;

5 Fatores influenciadores: estudar e assumir os mais relevantes para cada zona analisada e, eventualmente, utilizar o anexo II da metodologia de Espanha (2020) para identificar grupos homogéneos.

Classificação de categorias

12 Triagem da amostra: peneira anexada à mesa de triagem, separação dos finos com base na observação visual e, eventualmente, o teste da matérias voláteis da parte não identificada, confrome a metodologia espanhola (2020);

13 Catálogo de triagem: desenvolver um catálogo baseado em 3 níveis hierárquicos de categorias. Nível I, para os diferentes tipos de resíduos. Nível II, para especificidades e finalidades. Nível III, para informação requerida pelo setor. A ter em conta:

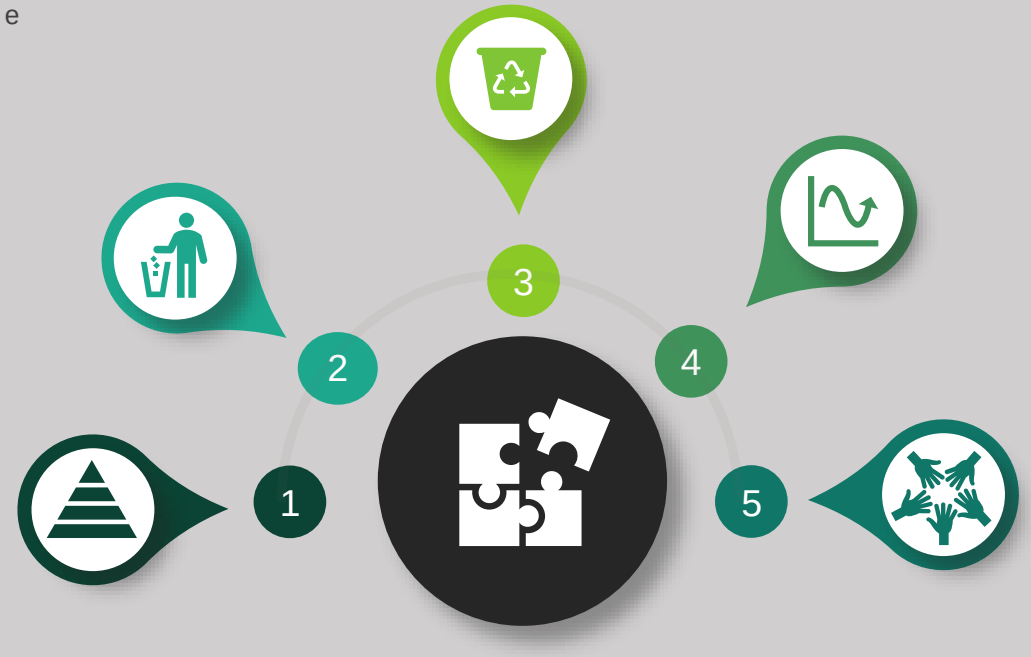
13.1 as notas pertinentes aos catálogos de triagem dos diferentes artigos (Anexos VII e VIII) e das metodologias europeias;

13.2 o catálogo de triagem deve ser apresentado na metodologia pormenorizado com orientações, exemplos e fotografias dos resíduos;

13.3 os fluxos específicos de resíduos urbanos;

13.4 comentárioas das Diretivas (2018), Decreto-Lei (2020) e PERSU (2030);

13.5 as oito categorias mais problemáticas de resíduos indiferenciado identificadas pela AEA (2023).



Análises estatísticas

14 Padrões estatísticos: análises estatísticas utilizando a abordagem dos dados composicionais (CoDa), orientada pelos artigos da Dinamarca e da Espanha, além da verificação do método americano de rastreio simultâneo da média, média aparada e mediana, mantendo o nível de confiança atual (95%);

15 Apresentação dos dados: apresentar a transformação isométrica de razão logarítmica (ilr) dos dados obtidos e, para cada categoria, a composição dos resíduos em % e em kg por habitante e por semana. Dar preferência a parâmetros estatísticos para dados com uma distribuição não normal, como a mediana e os quartis (1º e 3º).

16 Aplicação informática: a utilização de testes estatísticos adequados para dados não paramétricos, *software* específico para CoDa (como *robCompositions*), do guia e a ferramenta *Excel* da metodologia finlandesa (2017) e, eventualmente, o apoio do programa *ArcGIS Grouping Analysis* e da ferramenta *Mergin Maps* para ajudar na gestão do plano de amostragem e o *software JAMOVI* para a escolha dos testes estatísticos;

17 Quantificação: quantificar os resíduos domésticos produzidos em cada estrato, por habitante e por semana.

Adicionais

18 Meios materiais e humanos: testar o número de membros da equipa necessária para a nova metodologia, tendo em conta:

18.1 EPI adequados para ambientes altamente poluídos;

18.2 mesa adaptada para os resíduos finos;

18.3 a utilização de duas balanças com sensibilidades diferentes, devendo a equipa levantar pesos em segurança;

18.4 disponibilidade de um tablet para inserção dos dados obtidos diretamente na ferramenta Excel;

19 Saúde e segurança: seguir as recomendações do estudo Escocês (2014) para minimizar os riscos nocivos à saúde aquando do manuseamento dos RU;

19.1 um maior investimento na saúde dos trabalhadores do setor, assim como uma compensação financeira pela exposição diária a ambientes insalubres;

20 Custos: ter a informação sobre os custos e decisões tomadas em função deste critério anexa à metodologia, bem como todos os critérios adicionais.