

国内图书分类号: X703.1
国际图书分类号: 628.3

学校代码: 10213
密级: 公开

工学博士学位论文

废塑料资源化技术评估
与潜在环境影响的研究

博士研究生: 伍跃辉

导师: 孙德智 教授

申请学位: 工学博士

学科: 环境科学与工程

所在单位: 市政环境工程学院

答辩日期: 2013年11月

授予学位单位: 哈尔滨工业大学

Classified Index: X703.1

U.D.C: 628.3

Dissertation for the Doctoral Degree in Engineering

**STUDY ON ASSESSMENT AND POTENTIAL
ENVIRONMENTAL IMPACT OF WASTE PLASTIC
RECOVERY TECHNOLOGY**

Candidate:	Wu Yuehui
Supervisor:	Prof. Sun Dezhi
Academic Degree Applied for:	Doctor of Engineering
Speciality:	Environmental Science & Engineering
Affiliation:	School of Municipal & Environmental Engineering
Date of Defence:	November, 2013
Degree-Conferring-Institution:	Harbin Institute of Technology

摘要

由于塑料的难降解性和使用量的逐年增大，废塑料对环境的潜在影响越来越严重。但是，废塑料作为一种资源可以加以资源化回收利用。近年来，国内外已开发出很多种废塑料资源化技术，为合理的发展废塑料的资源化产业，需要采用科学的方法从经济、社会和环境等方面对这些资源化技术进行评估，确定废塑料资源化技术的优先性，其中废塑料资源化过程中对环境的潜在影响需要进行生命周期分析。基于此，本文研究了废塑料资源化技术的评估方法，并对几种废塑料典型资源化技术进行了生命周期分析。

本文综合分析了废塑料资源化技术对经济、社会和环境三个方面的影响，构建了三级评价指标，通过层次分析确定了各级指标的权重，采用德尔菲法赋值给每个指标。采用该评价体系分别对四种废塑料资源化技术进行了评估，结果表明，“直接再生”是废聚丙烯、废聚乙烯、废聚氯乙烯三种废塑料的“最优先”推荐的资源化技术，“共焦化”是废聚苯乙烯最优先推荐的资源化技术。评价结果表明，废塑料资源化过程中对环境的潜在影响不容忽视，需要引起足够的重视。

本文较为系统地研究了废塑料资源化过程中对环境潜在影响的评价方法，确定了废塑料资源化生命周期评价模型的各项参数，包括：废塑料资源化的环境影响因子的特征化；废塑料资源化生命周期评价标准化基准值；环境负荷权重因子等。在此基础上，构建了可定量分析废塑料资源化过程中对环境的潜在影响的生命周期评价方法，并采用不确定性分析的方式对数据质量进行了检查，评价了四种废塑料资源化过程中对环境的潜在影响。

研究表明，废塑料“直接再生”资源化技术中，“干燥阶段”对环境的潜在影响最大，是污染控制的重点环节，对环境潜在影响类型主要为“酸化”、“烟尘&粉尘”和“全球变暖”，三项占总环境潜在影响负荷的 89.5%；废塑料的“催化裂解”资源化技术对环境的潜在影响类型主要是“臭氧耗竭”、“全球变暖”和“酸化”，产污的重点环节是“催化改质”阶段；废塑料“氢化裂解”资源化技术对环境的潜在影响类型主要为“全球变暖”、“烟尘&粉尘”，产污的重点环节是“氢化裂解”阶段；废塑料“共焦化”资源化技术的“入炉炼焦”阶段对环境的潜在影响最大，占总环境影响的 93.5%，是污染控制的重点环节，该技术对环境的潜在影响类型主要是“酸化”、“烟尘&粉尘”和“全球变暖”影响。废塑料垃圾衍生燃料焚烧发电资源化技术的“锅炉焚烧”环节占总环境影响潜值 99.6%，是污染控制的重点环节，该技术对环境的影响类型主要为“全球变暖”和“酸化”。废聚氯乙烯“高温焚烧”和“真空裂解”过程中，对环境的影响类型主要为固体废物，其环境影响负荷占总环境影响负荷分别为 99.8%

和 99.6%，污染控制的重点环节分别是焚烧单元和裂解单元。

本文从废塑料资源化技术产业化、废塑料资源化技术的环境管理、废塑料资源化技术的经济政策和废塑料资源化技术的中远期发展等方面提出了发展策略和建议。

关键词：废塑料；资源化技术；评估体系；生命周期分析；管理与政策建议

中国知网
CNKI

Abstract

Because of the difficulty of degradable, the waste plastics become an increasingly prominent environmental problem. On the other hand, the waste plastics is a kind of recycling resources. In recent years, the waste plastic recycling methods had developed rapidly in the world. It is necessary to use scientific methods to carry out assessment for these waste plastic recycling methods. For considering the environmental potential impact of the plastic recycling process, life cycle assessment is a good choice for working. This paper focus on evaluation method and life cycle assessment of waste plastic recycling technology.

In this paper, considering the effect of waste plastic recycling technology in three aspects of economy, society and environment, we established the waste plastic recycling technology three levels assessment method system based on the analytic hierarchy process and Delphi method. The first job is to establish an index system and comprehensively consider the weight of the third level indexes for waste plastic recycling technology evaluation by the analytic hierarchy process. The next, gives the resource optimization scheme of the four main categories of waste plastics through the Delphi method. Through the established evaluation method, found that “direct regeneration” is the waste polypropylene, waste polyethylene, waste polyvinyl chloride of three kinds of waste plastics “top priority” recommended resource technology; for the waste polystyrene, because of its special physical and chemical properties, "co-carbonization" will be the future priority resource technology. The evaluation results show that, the process of waste plastic recycling in the potential impact on the environment can not be ignored, need to cause enough attention.

The potential impacts of the plastics recycling process on the environment were systematic researched in this paper. The parameters of the existing model were improved by confirming the environmental impact classification factors, the equivalent coefficient and the weighting factor. On this basis, results uncertainty and potential impact of four kinds of waste plastics recycling technology of typical process on the environment were analyzed quantitatively.

The evaluation results show that, in the “direct regeneration” approach, the main environmental impacts (89.5% of the total environmental impacts) of the waste polypropylene direct regeneration recycling technology were “acidification”, “dust” and “global warming”. The “dry stage” of the direct regeneration was the key link of pollution control. In the “catalytic cracking” approach, the main environmental impacts of the catalytic cracking were “ozone depletion”, “global warming” and “acidification”. The “catalytic reforming stage” of the process was the key link of pollution control. In the “hydrocracking” process, the main environmental impacts of the hydrocracking

were “global warming”, “dust”, “ozone depletion” and “acidification”. The “hydrocracking stage” of the process was the key link of pollution control. For “co-carbonization” process, the “coking stage” of the process was the key link of pollution control and 93.5% of the total environmental impacts of “co-carbonization” were “global warming”, “dust” and “acidification”. For “refuse derived fuel (RDF)” technology, the “combustion stage” of the process was the key link of pollution control and 99.6% of the total environmental impacts of “RDF” technology were “global warming” and “acidification”. In the “incineration” and “vacuum pyrolysis” approach of the waste polyvinylchloride, the main environmental impacts were solid waste and constitute 99.8% and 99.6% of the total environmental impacts respectively. The “combustion stage” of the “incineration” process was the key link of pollution control. For “vacuum pyrolysis” technology, the key link was “pyrolysis stage”.

From technological development, economic development, environmental management and long term future development viewpoint, some policy suggestions are put forward for waste plastic recycling technology .

Keywords: waste plastics, resource technology, assessment system, life cycle assessment, management and policy proposal

摘 要	I
ABSTRACT	III
第 1 章 绪 论	1
1.1 课题背景	1
1.2 我国塑料生产与使用情况	1
1.3 废塑料的产生及对环境的影响	3
1.3.1 废塑料的产生	3
1.3.2 废塑料的环境问题	3
1.4 废塑料资源化与资源化技术现状	4
1.4.1 废塑料的资源化现状	4
1.4.2 废塑料资源化技术的介绍	5
1.5 废塑料资源化过程中存在的环境问题	10
1.5.1 废塑料资源化过程的环境污染	10
1.5.2 废塑料资源化环境管理问题	11
1.6 生命周期评价的研究概况	12
1.7 课题研究的目的和内容	13
1.7.1 课题研究的目的	13
1.7.2 课题研究的内容	13
1.8 课题研究的技术路线	14
第 2 章 废塑料资源化技术的评价	15
2.1 引言	15
2.2 废塑料资源化技术评价体系的构建	15
2.2.1 废塑料资源化技术评价指标的构建	15
2.2.2 评价指标权重的确定	17
2.2.3 评价方法的确定	21
2.3 四种典型废塑料资源化技术的评价	24
2.3.1 废聚丙烯资源化技术的评价	24
2.3.2 废聚乙烯资源化技术的评价	27
2.3.3 废聚苯乙烯资源化技术的评价	31
2.3.4 废聚氯乙烯资源化技术的评价	35
2.4 本章小结	39
第 3 章 废塑料资源化生命周期评价模型的构建	40
3.1 引言	40
3.2 废塑料资源化生命周期评价标准的确定	40

3.3 废塑料资源化生命周期评价的技术框架	41
3.3.1 废塑料资源化生命周期评价目标定义和范围界定原则	41
3.3.2 废塑料资源化生命周期清单分析	42
3.3.3 废塑料资源化生命周期影响评价	43
3.3.4 废塑料资源化生命周期解释	44
3.4 废塑料资源化生命周期评价模型的参数确定	47
3.4.1 废塑料资源化的环境影响因子的特征化	47
3.4.2 标准化基准值的确定	50
3.4.3 环境负荷权重因子的确定	52
3.5 本章小结	53
第 4 章 废塑料典型资源化技术的生命周期评价	54
4.1 引言	54
4.2 废塑料“直接再生”技术的生命周期评价	54
4.2.1 废聚丙烯“直接再生”生命周期评价范围的确定	54
4.2.2 废聚丙烯“直接再生”过程生命周期清单分析	56
4.2.3 废聚丙烯“直接再生”过程的环境影响评价	57
4.2.4 废聚丙烯“直接再生”技术污染控制重点环节	60
4.2.5 废塑料直接再生技术生命周期评价不确定性分析	61
4.3 废塑料裂解技术的生命周期分析	62
4.3.1 废塑料两种裂解技术生命周期分析的范围确定	63
4.3.2 废聚乙烯裂解过程生命周期清单分析	65
4.3.3 废聚乙烯“裂解”过程的环境影响评价	70
4.3.4 废聚乙烯裂解技术污染控制重点环节	74
4.3.5 废聚乙烯裂解技术生命周期评价不确定性分析	76
4.4 废塑料“热能回收”技术的生命周期分析	77
4.4.1 废塑料两种热能回收技术的范围确定	77
4.4.2 废塑料热能回收过程生命周期清单分析	79
4.4.3 废塑料热能回收技术的环境影响评价	84
4.4.4 废塑料热能回收技术的污染控制重点环节	88
4.4.5 废塑料“热能回收”技术生命周期评价不确定性分析	89
4.5 高组分废聚氯乙烯热处置技术预测与评估	91
4.5.1 高组分废聚氯乙烯热处置可行技术	91
4.5.2 废聚氯乙烯两种热处置技术生命周期分析的范围确定	93
4.5.3 废聚氯乙烯热处置过程生命周期清单分析	95
4.5.4 废聚氯乙烯热处置过程环境影响评价	97
4.5.5 高组分废聚氯乙烯热处置技术生命周期评价不确定性分析	99

目 录

4.5.6 废聚氯乙烯两种热处置技术综合对比	102
4.6 本章小结	103
第 5 章 废塑料资源化技术的管理与政策策略	104
5.1 废塑料资源化技术产业化策略	104
5.2 废塑料资源化技术环境管理策略	107
5.3 废塑料资源化技术的经济政策建议	108
5.4 废塑料资源化技术的中远期发展建议	110
5.5 本章小结	112
结 论	113
参考文献	115
攻读博士学位期间发表的论文及其它成果	122
哈尔滨工业大学学位论文原创性声明及使用授权说明	123
致 谢	124
个人简历	125
附录：专家评分表	126

Contents

Abstract (In Chinese)	I
Abstract (In English)	III
Chapter 1 Introduction	1
1.1 Background.....	1
1.2 Plastics production and application situations of China.....	1
1.3 The generation and environmental problems of waste plastics.....	3
1.3.1 The generation of waste plastics.....	3
1.3.2 The environmental problems of waste plastics.....	3
1.4 Regeneration and utilization technology of waste plastics.....	4
1.4.1 The status of plastics utilization technology.....	4
1.4.2 The introduction to the plastics utilization technology.....	5
1.5 The problems of waste plastics recycling processes.....	10
1.5.1 Pollution of the recycling processes.....	10
1.5.2 The environmental management problems.....	11
1.6 Study on life cycle assessment.....	12
1.7 The purpose and content of research.....	13
1.7.1 The purpose of research.....	13
1.7.2 The content of research.....	13
1.8 Technology route of research.....	14
Chapter 2 Waste plastics recycling technology evaluation	15
2.1 Introduction.....	15
2.2 Construction of waste plastics recycling technology evaluation system.....	15
2.2.1 The construction of evaluation index.....	15
2.2.2 Weighing values of assessment indexes.....	17
2.2.3 The determination of evaluation method.....	21
2.3 Four kinds of typical waste plastics recycling technology evaluation.....	24
2.3.1 Polypropylene (PP) scrap recycling technology evaluation.....	24
2.3.2 Polyethylene (PE) scrap recycling technology evaluation.....	27
2.3.3 Polystyrene (PS) scrap recycling technology evaluation.....	31
2.3.4 Polyvinyl chloride (PVC) scrap recycling technology evaluation.....	35
2.4 Summary.....	39
Chapter 3 Establishment of waste plastic life cycle analysis model	40
3.1 Introduction.....	40
3.2 The standard system of life cycle analysis.....	40
3.3 The technical framework of life cycle analysis.....	41
3.3.1 Target definition and scoping.....	41
3.3.2 Life cycle inventory analysis.....	42
3.3.3 Life cycle impact assessment.....	43
3.3.4 Life cycle interpretation.....	44
3.4 Parameters of waste plastic life cycle analysis model.....	47
3.4.1 Characterizing environmental impact factors of life cycle.....	47
3.4.2 Improvement of standard reference value.....	50
3.4.3 Improvement of weight factor.....	52

3.5 Summary.....	53
Chapter 4 Life cycle analysis of waste plastics regeneration technology.....	54
4.1 Introduction.....	54
4.2 Life cycle analysis of direct regeneration of polyethylene (PE).....	54
4.2.1 Determine the objectives and scope of PE regeneration process.....	54
4.2.2 Inventory analysis of PE direct regeneration process.....	56
4.2.3 Environmental impact assessment of PE direct regeneration process.....	57
4.2.4 The pollution control key link of “PE direct regeneration”.....	60
4.2.5 Uncertainty analysis.....	61
4.3 Life cycle analysis of cracking of waste plastics.....	62
4.3.1 Determine the objectives and scope of cracking of polypropylene	63
4.3.2 Inventory analysis of PP.cracking.....	65
4.3.3 Environmental impact assessment of PP cracking.....	70
4.3.4 The pollution control key link of PP cracking.....	74
4.3.5 Uncertainty analysis.....	76
4.4 Life cycle analysis of heat recovery of waste plastics.....	77
4.4.1 Determine the objectives and scope of heat recovery processes.....	77
4.4.2 Inventory analysisof heat recovery processes.....	79
4.4.3 Environmental impact assessment of heat recovery processes.....	84
4.4.4 The pollution control key link of heat recovery processes.....	88
4.4.5 Uncertainty analysis.....	89
4.5 Life cycle analysis of high-component waste PVC heat treatment technology...91	
4.5.1 High-component waste PVC heat treatment technique.....	91
4.5.2 Determine the objectives and scope of PVC heat treatment technique...93	
4.5.3 Inventory analysisof PVC heat treatment technique.....	95
4.5.4 Environmental impact assessment of PVC heat treatment technique.....	97
4.5.5 Uncertainty analysis.....	99
4.5.6 Comparison of tow kinds of PVC heat treatment technique.....	102
4.6 Summary.....	103
Chapter 5 Policy advice of waste plastic recycling.....	104
5.1 Waste plastic recycling technology industrialization strategy.....	104
5.2 Environmental management strategies.....	107
5.3 The economic policies of waste plastic recycling technology	108
5.4 Long term development of waste plastic recycling technology	110
5.5 Summary.....	112
Conclusions.....	113
References.....	115
Papers published in the period of Ph.D. education.....	123
Statement of copyright and Letter of authorization.....	124
Acknowledgements.....	125
Resume.....	126
Appendix: The expert grading sheets	127

第1章 绪论

1.1 课题背景

塑料是通过以石油为原料裂解产生的乙烯、丙烯、氯乙烯、苯乙烯等产物聚合而成的高分子材料，例如：聚乙烯（PE）、聚丙烯（PP）、聚氯乙烯（PVC）、聚苯乙烯（PS）等。自塑料问世于20世纪40年代^[1-3]，塑料制品由于其易于加工成型，并且具备一定韧度、强度及抗腐蚀性，在建筑、包装、日用品等生产领域被广泛使用，为人们的工作和生活带来了舒适、安全与便利。塑料在其诞生后的70多年间，已经迅速进入到了人类日常生产生活的各个领域，发挥了重要的作用。

虽然塑料在日常生活和生产中发挥了重要的作用，但是由于塑料制品易破损、易老化，使用后成为废物，而且不易降解，导致废弃后的塑料制品长期存在，成为了一个越来越突出的环境问题，形成了所谓的“白色污染”，对人类生存环境造成很大压力。废塑料如果处理不当，易造成二次污染。因此，有必要探讨塑料废弃物资源化方法，将废塑料的污染减少到最低限度，并变废为宝。

本课题的研究目的，就是研究废塑料资源化技术的优先顺序和资源化过程中对环境的潜在影响。

1.2 我国塑料生产与使用情况

我国是塑料生产和消费大国。据中国统计局统计，2011年我国塑料制品生产总量达5474.3万吨，居世界第二位。2012年国内塑料制品生产总量同比2011年仍然有超过8%的增长，其中，四大通用热塑性塑料的生产与消费情况见表1-1所示。在我国，塑料行业已经成为与钢材、水泥、木材等基础产业并驾齐驱的重要产业，并且有超过其他产业，独占鳌头的趋势^[4-5]。

塑料的分类方式有多种，可以根据性质分类，也可以根据用途等分类。根据塑料受热后的性质不同分为热塑性塑料和热固性塑料^[6-7]。热塑性塑料受热时发生软化或熔化，冷却后又变硬，这与热塑性塑料线型分子结构有关。热塑性塑料这种受热时发生软化或熔化，冷却后又变硬的过程能够反复进行多次，根据这种特性热塑性塑料可塑制成一定形状的产品。如线性结构的聚氯乙烯、聚乙烯、聚苯乙烯等。热固性塑料的分子结构是三维网状结构。热固性塑料在受热时也发生软化，但受热到一定的程度或通过物理化学方法固化后，再加热也不会发生形状改变了。由于热固性塑料的这个性质，其难以回收再利用。热塑性塑料可以转化为热固性塑料，其原理是通过交联反应，将热塑性塑料线性结构转变成热固性塑料的三维网状结构，提升热稳定性。

不同的塑料可应用于不同的领域，塑料的用途从大的方面可分为通用类和工程类。像人们日常生活中使用的许多制品都是由聚烯烃、聚氯乙烯、聚苯乙烯等这类的通用类塑料制成。工程塑料多用于制造特种零部件，替代某些金属材料。

具备热塑性的通用塑料可称之为通用热塑性塑料，根据统计，在各类塑料中，聚乙烯、聚丙烯、聚苯乙烯、聚氯乙烯四大通用热塑性塑料生产量的比例可占塑料总产量的70%。

表 1-1 我国四大通用热塑性塑料生产量、进口量、出口量及表观消费量（万吨）

Table 1-1 Production, imports, exports and consumption of the four general thermoplastic plastics in China (10,000 t)

年度	名称	生产量	进口量	出口量	表观消费量
2012	聚乙烯	1030.0	788.8	28.8	1791.0
	聚丙烯	1121.6	404.7	16.1	1510.0
	聚苯乙烯	210.1	98.0	33.5	274.6
	聚氯乙烯	1317.8	121.0	45.4	1393.3
	合计	3679.5	1412.5	123.8	4968.9
2011	聚乙烯	924.3	673.8	30.5	1567.7
	聚丙烯	868.1	340.1	15.5	1192.8
	聚苯乙烯	184.7	94.9	32.3	247.3
	聚氯乙烯	1173.4	118.4	42.3	1249.5
	合计	3150.5	1227.2	120.6	4257.3
2010	聚乙烯	985.8	735.8	15.8	1705.8
	聚丙烯	916.8	386.8	8.3	1295.3
	聚苯乙烯	155.3	115.2	35.8	234.7
	聚氯乙烯	1130.1	151.1	26.6	1254.6
	合计	3188.0	1388.9	86.5	4490.4
2009	聚乙烯	650.6	632.0	14.9	1267.7
	聚丙烯	664.5	358.5	3.6	1019.4
	聚苯乙烯	77.0	98.0	22.7	152.3
	聚氯乙烯	753.1	173.1	22.8	903.3
	合计	2145.2	1261.6	64.0	3342.7

注：数据来源于《中国石油和化学经济分析》（2009-2012）

1.3 废塑料的产生及对环境的影响

随着塑料产业的发展及塑料的普及,废旧塑料制品带来的环境污染也日趋严重,塑料制品的废弃与处置已引起一系列环境问题。

1.3.1 废塑料的产生

塑料是一种由单体聚合形成的高分子材料,在使用过程中存在老化等问题,即高分子材料逐渐降解使其分子量逐渐降低变成小分子,使其使用性能达不到要求,变为废塑料。四大通用塑料制品平均使用寿命比例见表 1-2。塑料常被用于一次性包装材料,导致塑料制品的巨大浪费。例如,仅产品作为缓冲衬垫材料的 EPS 泡沫塑料,年耗用就需约 2 万吨,这些包装品往往一次性使用后就丢弃成为废物。

表 1-2 四大通用塑料制品平均使用寿命比例
Table 1-2 The four general plastics average service life ratio

种类	占本类塑料产量的比例%			
	1-2 年使用期	3-5 年使用期	6-9 年使用期	10 年以上使用期
聚乙烯	67	20	10	3
聚丙烯	38	20	34	8
聚苯乙烯	40	25	35	0
聚氯乙烯	35	15	20	30
平均值	45	20	25	10

在工业发达国家的城市固体废物中,废塑料重量约占 4-20%,体积占 10-20%。在我国城市的垃圾中,废塑料占约 10%,且以每年 10%的速度递增。我国北京、上海、广州等这类一线大城市,年废塑料排放量在 10 万吨以上。按照 10 年寿命塑料制品占塑料制品的比例为 70-80%估算,未来 2 年内,我国理论上至少可以产生 2235.6 万吨的废塑料,废塑料的处理与处置问题十分紧迫。

1.3.2 废塑料的环境问题

尽管塑料存在老化问题而失去了其使用功能成为废塑料,但是,丢弃于自然界的废塑料的降解变为小分子物质的时间还很长^[8-11],被称为塑料的难降解性,导致其废弃物长期存在下去。不同塑料自然降解的时间会有很大的不同,多则几年、几十年,甚至上千年,导致其在自然界长时间存在,形成“白色污染”。废塑料这样大量、长期的废弃和累积,给人类生存环境带来巨大威胁,成为了一个越来越突出的环境问题^[12]。目前,废弃塑料大多进入城市垃圾处理系统,而传统的垃圾消纳倾倒方式是一种“污染物转移”方式,目前被广泛采用的填埋法是一种非资源化利用措施,不仅侵占大量土地,而且会严重地污染空气和水体^[13-15]。

废旧塑料带来的环境问题可以归结为下面几个方面^[16-18]:

(1) 大量使用后废弃的塑料制品在露天场地堆放, 经过日晒、风吹、雨淋后, 其中的有害物质从废塑料中溶出, 随着雨水等自然降水渗入到土壤中, 对土壤、地表水及地下水造成污染或潜在威胁;

(2) 塑料不易自然降解, 残留在土壤中的废塑料会降低土壤透气性等理化性能, 影响植物生长;

(3) 进入到江河等地表径流的废塑料会长期聚集在水面, 影响水生生物生存, 同时给航运和水利设施造成威胁;

(4) 废塑料如果管理不当, 随意散落和堆积会造成视觉感官污染, 影响城市环境美观;

(5) 废塑料的填埋会占用大面积的土地。据统计, 每填埋处置 1 万吨废塑料就要占用 0.067 hm^2 土地, 而且构成对地下水的潜在污染;

因此, 非常有必要探讨塑料废弃物资源化方法, 这样既可以将废塑料的污染减少到最低限度, 又能够节约资源、变废为宝, 起到双重正面作用。

1.4 废塑料资源化与资源化技术现状

目前, 国外发达国家在废塑料资源化技术的研发和产业化等方面做了大量工作, 已经形成了比较成熟的资源化技术和产业链。而我国在废塑料资源化管理及技术的研发、产业化方面均落后于发达国家。

1.4.1 废塑料的资源化现状

国外比较重视废塑料的处理^[19]。美国联邦和各州都制定了相关法律或规定, 加大废塑料回收利用的力度。美国在 20 世纪 90 年代初就已经达到回收利用废塑料比例占包装材料和日用品的 61%, 电子信息产品和汽车产品的 8%, 建筑用品和材料的 18%^[20]; 在回收利用的塑料制品中, 聚烯烃类占 61%, 聚氯乙烯占 13%, 聚苯乙烯占 10%, 聚醛类占 11%, 其它种类占 5%; 上世纪八十年代末, 美国的废塑料回收率达到近 90%。据位于布鲁塞尔的欧洲塑料制造和回收集团统计, 2008 年欧洲塑料回收率已达到 54%, 2009 年欧洲塑料需求增长至 5280 万吨, 其中有 50% 的塑料被回收利用, 20.6% 循环回收, 29.5% 回收用作为再生能源。奥地利、比利时、丹麦、德国、荷兰、挪威、瑞典和瑞士 2009 年塑料废弃物回收率均超过 82%。从欧盟 27 个成员国和 2 个非成员国的统计数据来看, 2008 年欧洲塑料废弃物总量约为 2490 万吨, 其中 63% 来自塑料包装。欧盟非常重视废塑料的回收和利用, 目前欧洲国家多数市民都能自觉地将包装废弃物分类^[21]。

日本是塑料生产大国, 在废塑料回收利用基础研究方面投入也较大, 成立了相应的行业协会和专业机构, 通过对废塑料再生利用的工艺研究, 已研发出多款

废塑料加工利用成套设备，并出口海外。

欧盟制定的法规也要求到 2005 年塑料废弃物的再利用率不低于 60%，能源回收率不低于 30%。

中国已成为世界第二大塑料制品生产国，废旧塑料回收利用行业近些年有了很大的发展。但是，废旧塑料回收利用加工业无论在管理水平上还是在工艺技术上与发达国家还存在较大差距，平均回收利用率不到 30%（而发达国家再生塑料平均回收率可达 50%），年均约有 1000 万吨以上的废塑料没有得到合理的回收利用^[23-24]。

目前，我国废塑料加工和再利用企业主要集中在沿海省份和城市，这与废塑料来源中进口废塑料所占比重较高有关系，这些地区通过多年的发展成为了塑料交易和再生行业集中地。同时随着我国物流行业的不断发展，废旧物资回收产业在一些大中城市得到了壮大，这些城市周边形成了庞大的废旧塑料回收加工产业链^[22]。

1.4.2 废塑料资源化技术的介绍

综合国内外现有废塑料回收与资源化现状，废聚乙烯、聚丙烯、聚苯乙烯和聚氯乙烯在资源化技术上存在既有共性之处，又有不同的特点，这四类废塑料资源化技术现状如下：

1.4.2.1 废聚乙烯的资源化技术

归纳总结国内外有关废聚乙烯的资源化技术，可以分为以下几类：

（1）直接再生技术

将废旧聚乙烯通过造粒后加工成成品或将其经过清洗、破碎、塑化直接加工成型，即不需要进行任何改性的利用方式称作直接再生利用。直接再生对工艺设备和生产条件要求较低，运营成本低；但是直接再生工艺也有严重的局限性，这种工艺生产出来的塑料再生料品质有较大的降低，不能用于对质量要求较高的产品的生产制造。为了提高再生料的品质，往往需要加入一定比例的原生聚乙烯料，这样就增加了制造成本。

（2）改性再生技术

改性再生利用指将再生料通过机械共混或化学接枝进行改性的技术，如增韧、增强、并用、复合、活化粒子填充的共混改性，或交联、接枝、氯化等化学改性。聚乙烯是由仅有两个碳原子骨架的乙烯聚合而成，由于乙烯上缺少官能团，形成的聚乙烯聚合物是非极性的聚合物。这种聚合物对外界物质的亲和力比较差，在加工制造过程中很难使其与添加剂、辅料进行有效的整合。为了消除这种不利因素，实现功能上改变，最有效的办法是用物理或化学的办法在聚乙烯中引入极性基团，改善其可加工性，提高产品品质。经过改性的再生制品，其力学性能得到

改善和提高,可以做档次较高的再生制品。这类改性再生利用的工艺路线较复杂,有的还需要特定的机械设备。不过改性再生塑料技术值得大力倡导及进一步研究和开发,它也是塑料回收利用的发展方向 and 趋势之一。

(3) 焚烧热解技术

废聚乙烯塑料的焚烧处置处理量大、减量性好,并且聚乙烯热值为 46.63GJ/kg,可回收热能,因此被各国普遍采用^[25]。随着社会发展,城市固体废物中废聚乙烯的成分逐渐增高,这使得焚烧聚乙烯回收热能、发电具备了一定的可行性。焚烧热能回收充满潜力,其优点是能最大限度地减少对土地资源的占用,与掩埋和滞留在土壤中相比这个优点格外突出。其缺点是:各类塑料燃烧后如果处置不当,会产生大气污染;投资较高,专用燃烧装置的一次性投资大。

(4) 催化裂解技术

废聚乙烯塑料在特定条件下可以发生大分子链的断裂,生成各种低分子量的产物,通常叫做裂解技术。高分子的裂解在一般条件下,需要高温和高压,这对设备要求较高。为克服这些不利因素,人们研究了塑料的催化裂解技术,并取得了一些成果。采用催化剂催化重整的方法可以增加轻质组分、减少重质组分,同时可以提高裂解产品汽油辛烷值,最终达到提高燃料油品质的目的。目前,使用催化剂改善油品品质主要有两种方法:一种是将催化剂置于裂解反应器中直接进行催化改质,即一段法;另一种是将热裂解产生的气体导入到催化反应器中进行催化改质,以使产物的碳数分布明显轻质化,并集中于汽油和柴油馏分内,即二段法^[26-27]。

(5) 氢化裂解技术

废聚乙烯塑料的氢化裂解是一系列裂解-还原反应,大分子聚乙烯在催化条件下分解成小分子,小分子又在特定条件下被氢还原或聚合,这种反应最大的好处是对原料纯度要求不高,而且可以将杂质元素转化成易于去除的形态。

1.4.2.2 废聚丙烯的资源化技术

除了回收工艺相对简单的直接再生技术与改性再生技术外,废聚丙烯的资源化还包括以下技术^[28-29]:

(1) 焚烧热能回收技术

在欧美、日本等国家的废旧聚丙烯资源化方式中,燃烧回收热能是广泛采用的方式。废聚丙烯具有可观热值,燃烧 1 kg 聚丙烯可以释放约 44 MJ 的热量,高于相同质量木材的燃烧热量。焚烧废旧聚丙烯的焚烧炉要经过特殊设计,初期投入和建设费用较高。热能回收利用的方式主要有,直接燃烧用于产热、发电,或者制备垃圾衍生燃料(RDF)。

(2) 催化裂解技术

催化裂解技术的基本原理是将经预处理后的废旧聚丙烯在反应器中伴随有催化剂存在的条件下进行加热分解，分解后产生不同碳链长度的裂解气态有机烃，气态有机烃经冷凝装置，回收后形成混合燃料油产品，无法冷凝回收的气态烃可作为燃料气，燃烧回收热能。高温催化裂解主要优点是：分解产品的使用价值高，可用于处理混杂回收品（但是需要按氯制品和非氯制品分开）。不足之处是投资高，技术要求严格。

1.4.2.3 废聚苯乙烯的资源化技术

对废聚苯乙烯塑料的处理和利用，各国做了大量的研究工作，也取得了一些成果^[30]。归纳起来，废聚苯乙烯的资源化包括如下技术：

(1) 直接再生利用技术

聚苯乙烯特别是发泡聚苯乙烯（PSF）直接再生利用的主要方式之一是利用胶粘剂，通过物理粘合挤压制成一定形状的发泡制品，这种发法简便易行，设备简单。直接再生制品的基本力学性能比新树脂制品低，不宜制作高档制品。

(2) 制备建筑材料技术

将废聚苯乙烯塑料用于生产建筑材料，这是机械物理回收技术的重大进步，废聚苯乙烯塑料可以作为以下材料，如：轻质屋面保温材料、纤维增强隔音保温板、植物纤维增强保温材料、隔音保温砖材料、制防水卷材、制作金属、木质门窗和玻璃缝密封剂、作为混凝土掺合剂等^[31]。

(3) 熔融再生技术

机械磨擦生热或直接加热可以将聚苯乙烯或发泡聚苯乙烯熔融(PSF 同时消泡)，然后再将其进行造粒，得到聚苯乙烯树脂，可以用于再加工。聚苯乙烯树脂或发泡聚苯乙烯树脂作为热塑性材料可以在加热状态下转化为具有流动性的液态或半液态，特别是发泡聚苯乙烯树脂，通过熔融可以最大程度的减小体积，以便再利用，工艺流程如图 1-1。

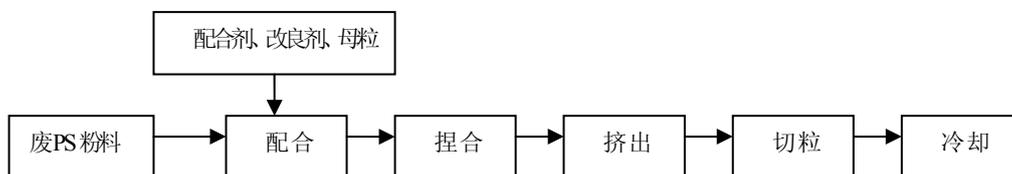


图 1-1 聚苯乙烯熔融再生工艺流程图

Fig. 1-1. Flow diagram of PS melt regeneration process

(4) 改性再生技术

废聚苯乙烯可以通过几种途径改性再生利用：

制备涂料——废聚苯乙烯塑料可以在一些极性溶剂中很好地溶解，利用这种特性可以将废聚苯乙烯塑料、添加剂、颜料共同溶解，制成各种涂料^[22-34]。

制备阻燃剂——废发泡聚苯乙烯经清洗、干燥，溶于有机溶剂中，以三氯化铝为催化剂，于液相与溴反应，生成含溴量高达 60%~70%的溴代苯乙烷阻燃剂^[35]。

制备油漆——废聚苯乙烯可以作为氯磺化聚乙烯防锈、防水油漆的固体树脂添加剂，生产出性能优良的特种油漆^[36]。

(5) 催化裂解技术

催化裂解是将催化剂与废聚苯乙烯塑料混合在一起进行加热，热裂解与催化裂解同时进行，催化剂在反应中既充当催化剂，又充当传热物质，避免局部结焦^[37]。反应以催化裂解为主，反应速度快、时间短，油品中异构化、芳构化产物较热裂解工艺多。聚苯乙烯裂解工艺流程如图 1-2。

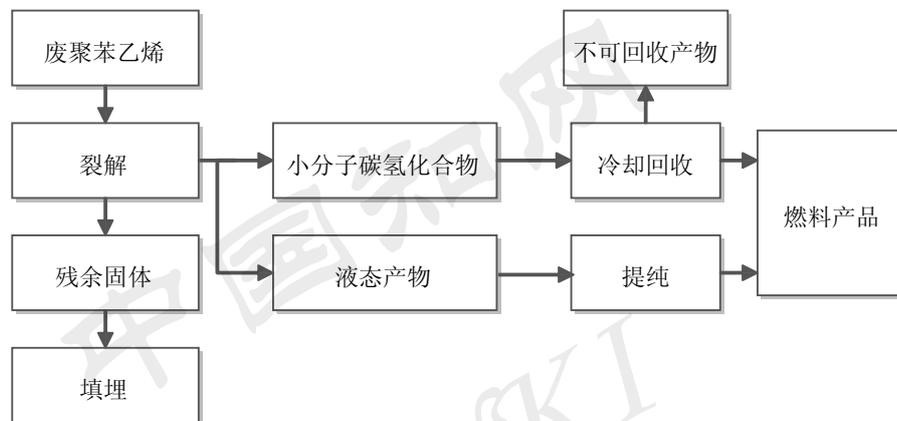


图 1-2 废聚苯乙烯裂解工艺流程图

Fig. 1-2 Flow diagram of PS waste cracking process

(6) 裂解制备单体技术

在特定条件下，废聚苯乙烯塑料裂解产物为苯乙烯，副产品为苯系列溶剂。苯乙烯在工业上是合成树脂、离子交换树脂及合成橡胶等的重要单体^[38]。

(7) 共焦化技术

将煤与废聚苯乙烯塑料共炼焦，是利用废聚苯乙烯塑料代替部分炼焦用煤，并作为粘结剂与炼焦配煤一起进入焦炉炼焦，在生产优质冶金焦的同时，提高焦油的产量和品质，并改善焦炉煤气的方法。煤与废聚苯乙烯塑料混合炼焦过程，利用现有的回收分离技术，便可得到焦炭、焦油、煤气等产品^[39]。

该工艺具有如下特点：投资小，见效快。煤与废聚苯乙烯塑料共炼焦最大的优点是所需工艺是以现有的钢铁、炼焦工艺设备为基础，稍加改进而来。主体工艺设备变化不大，只需在原有生产线基础上，增加破碎、混合设施，煤化工产品的回收，净化分离不需要再新增特殊的设备，可以很好的利用现有的净化回收设备。对于废塑料利用单位来讲，该方式初期投入费用低，见效快。而且该工艺还可以提高煤气和焦炭的产出率，经济效益显著。节约煤炭资源。废聚苯乙烯含有一定的燃烧热和碳含量，在炼焦过程中可以提供维持焦化过程的热量，并增加原

料碳元素,这样节约了一部分焦化煤原料的用量,有利于降低不可再生能源的消耗量。同时可以彻底处理废聚苯乙烯塑料,且二次污染小,其强大的处理能力可以大大缓解日益增加的废聚苯乙烯塑料带来的环境压力,体现了固体废物处理的三化(无害化、资源化、减量化)原则,具有明显的社会效益和环境效益。

(8) 垃圾衍生燃料(RDF)化技术

在处理废塑料时,使其与各种可燃垃圾混配,制成热量可达 21 MJ/kg、粒度均匀的RDF。通过这种方式,既保证了废塑料热能充分利用,又解决了废物的运输和贮存问题^[40]。这种固形燃料性能稳定、热值高、污染小,利用这种燃料燃烧所产生的热能来发电兼具能源与环保效益。发电效率在 30%以上,比直接燃烧垃圾高 50%左右。垃圾衍生燃料RDF的制备,不受场地和规模限制,适合中、小型垃圾处理厂分散制造后,再收集起来进行高效发电,有利于提高垃圾发电的规模和效益,比用原生垃圾焚烧发电,效率提高 25%-35%,使大规模的热能循环利用成为可能。垃圾衍生燃料RDF经分选、脱氯、脱硫处理,可大大减轻烟气对设备的腐蚀,烟气和灰渣比原生垃圾焚烧时减少 2/3,减少了相关处理设备的投资。

(9) 直接燃烧技术

废聚苯乙烯塑料直接焚烧即把废聚苯乙烯塑料直接投入焚烧炉焚烧,余热用于发电,获取蒸汽和进行供热等。焚烧方式有两种,一种是单一的废聚苯乙烯塑料焚烧,由于废聚苯乙烯塑料制品具有高发热量(热值高达 460,000 KJ/kg,超过燃油的 440,000 KJ/kg),这种方式能获得优质热能,便于应用;另一种方式是将废聚苯乙烯塑料与垃圾其他成分如橡胶、纤维、纸张、食物等混合燃烧来获取热能,这种方式往往只需要对垃圾简单分选就可投入焚烧炉,因此应用较多。焚烧法减容性好,通常垃圾焚烧技术可使处理的垃圾减重 80%和减容 90%以上。典型的焚烧炉有流化床焚烧炉、回转窑焚烧炉、机械炉排焚烧炉等^[30]。

(10) 高炉喷吹技术

高炉喷吹是利用其高热值和还原性,经过特定工艺处理后代替部分粉煤喷入高炉进行炼铁,严格来说,它属于焚烧的范畴^[41]。与直接焚烧相比,废塑料高炉喷吹技术具有可以有效控制污染的产生和扩散,热利用率相对较高,原料的供应较为充足,处理费用较低等特点。

1.4.2.4 废聚氯乙烯资源化技术

归纳总结废聚氯乙烯的资源化途径包括如下技术:

(1) 再生利用技术

与聚丙烯相似,聚氯乙烯也可再生利用,分为直接再生利用和改性再生利用两种方式。聚氯乙烯热稳定性较差,流动性低,再生过程多需经过改性以提升性能。改性再生聚氯乙烯塑料与原生料相比具备价格上的优势,一些没有太高品质

要求的日用物品可以用改性再生聚氯乙烯塑料生产制作^[42]。

(2) 垃圾衍生燃料化技术 (RDF)

单纯焚烧PVC废塑料会释放出HCl和二噁英, 这些复杂的化学成分释放到大气中会造成大气污染, 对人体造成危害, 其中的HCl还具有较强的腐蚀性, 会腐蚀用于焚烧的锅炉^[40-43]。所以, 在处理含有PVC的废塑料时, 使其与各种可燃垃圾混配, 制成热量可达 21 MJ/kg、粒度均匀的RDF, 以降低HCl释放速率和浓度, 降低尾气治理难度。并且, 通过这种方式, 既保证了废塑料热能充分利用, 又解决了废物的运输和贮存问题。

(3) 催化裂解

催化裂解方法可生成气态产品和液态产品, 品质好的固态产物也可作为产品, 如炭黑产品。PVC热裂解通常采用两步法, 第一步是脱氯, 产生的氯化氢可作为工业原料继续利用; 第二步是碳链的断裂, 生成燃料油或燃料气^[44-46]。

我国开发了催化裂解工艺, 标志着中国催化热裂解制烯烃技术进入了工业化生产阶段, 是以重质原料发展石油化工的新途径, 具有国际领先水平^[43, 46-49]。

(4) 真空裂解

对于聚氯乙烯真空裂解工艺过程, 人们已经在最近几年对其开展了深入研究, 也取得了一些开拓性的成果, 如汉堡大学的Hamburg工艺, 日本的Kobe-Steel工艺和PyrocyclingTM真空裂解技术^[110, 111]等。只有少数的热解装置用于分解单组分PVC的实验过程。实验证实, 单组份PVC的真空热解对比其它裂解方法, 会得到更好的裂解油产率 (32.39%)。

(5) 直接高温焚烧

对于高温焚烧工艺过程, 它被广泛用于城市固体废物 (MSW) 和危险废物 (HW) 处置。由于工艺条件限制, 垃圾焚烧发电厂不能处置高组分 PVC 废塑料, 但对于危险废物焚烧装置, 其抗腐蚀性和抗高温的性能要比垃圾焚烧发电装置强大一些。通过对焚烧处置氯代烃类危险废物焚烧炉的工艺改进, 可以实现对高组分 PVC 废塑料的焚烧处置, 实现氯元素及热量的双重回收。

1.5 废塑料资源化过程中存在的环境问题

废塑料的资源化无疑对于资源的有效利用、减少废塑料的潜在污染具有重要作用。但是, 废塑料资源化过程中也会产生诸多潜在的环境问题。

1.5.1 废塑料资源化过程的环境污染

废塑料资源化过程的环境污染具体包括如下几方面^[50-52]:

(1) 焚烧过程的二次污染。焚烧的废旧塑料垃圾可以获得一些能量, 但是塑料的焚烧会产生酸性气体、氰化物、二噁英类、重金属及多环芳烃等有害物质,

由于二次污染问题，废塑料焚烧始终是人们争论的焦点问题^[53]。

(2) 裂解油产品的二次污染。虽然塑料制油技术被广泛看作较有前景的技术，但是各国在该项技术上多处处在探索阶段。受到原料、控制工艺等诸多因素影响，油品质量难以保持稳定，这样的油品质量在使用中会带来二次污染问题。

(3) 再生塑料的原料来源十分复杂，往往残留有害物质，例如工业废弃塑料含有铅、镉等重金属等，医疗废物塑料含有传染性病菌和有害药物，农用塑料地膜可能残留高毒化肥农药等，如果上述废塑料处理不当，下游产品会对人体造成极大危害。

(4) 用废塑料制作的再生建筑材料会产生甲醛、二氧化氮及 Pb、As、Cd、Hg 等重金属，对环境与人体健康产生不利影响。

(5) 我国废塑料资源化技术水平落后，管理措施不健全，特别是一些南方沿海地区，由于废塑料来源便利，利润丰厚，一些作坊式的小企业云集，这些企业的技术水平相对落后（相当于国外发达国家上世纪 80 年代工艺水平），不重视环境保护措施，给当地生态环境造成极大破坏。

综上所述，废塑料资源化过程所产生的污染与塑料本身产生的“白色污染”相比，具有一定的隐蔽性，人们将这种污染形象地称作“灰色污染”。因此，在废塑料资源化过程中，很有必要研究其技术的可行性、经济的合理性、管理的有效性和对环境的影响性，需要建立相应的评估体系对其进行评估，保证废塑料资源化健康有序的发展。

1.5.2 废塑料资源化环境管理问题

随着我国废塑料污染的形势日趋严峻，我国环保部门也越来越重视解决废塑料污染问题。但是，从环境管理角度仍然存在以下问题：

(1) 各种资源化技术优劣的评定缺少综合评价体系

近些年来，我国做了大量关于循环经济方面的重要工作，其中包括资金投入、政策研究及行业扶持等诸多方面，但是就废塑料资源化技术来讲，还多数停留在基本概念和政策管理方面，对废塑料资源化技术的综合性定量化研究比较滞后。废塑料资源化技术有多种，到底哪一种技术是技术可行、经济合理、对环境影响小的资源化技术还缺乏适用的评价方法，当前首要的工作是建立一套良好的综合评价指标体系及其综合评价方法，以便在实践中评价单项技术的优劣和综合效益，在技术、经济、环境等方面理清适合我国的废塑料资源化技术的思路。

(2) 缺乏对资源化过程中各种环境潜在影响的研究

废塑料资源化是在能源危机背景下催生的一项循环经济产业，本质上是一种绿色产业。但是与其他热门的循环经济产业一样，在废塑料的资源化过程中是否对环境造成新的威胁和破坏依然是人们关注的重心，废塑料的资源化技术到底是

否“绿色”需要一套适用的环境影响评价体系。但是，目前还缺少废塑料资源化技术环境潜在影响评估技术体系。废塑料资源化技术环境影响是多方面的，包括影响的种类多样性、影响的范围差异性等，废塑料资源化技术环境潜在影响评估需要综合考察多方面因素，传统评价方法难以满足需要。因此，需要建立一套完善的废塑料资源化技术环境潜在影响评估技术体系。

(3) 缺乏对资源化过程中重点控制点位的识别

废塑料资源化技术在环境影响方面的差异主要体现在每种工艺技术的个别环节之中。目前对废塑料资源化技术工艺的研究多数侧重于工艺参数与污染物排放关系的研究，对工艺周期中各环节或工段的横向比较作的较少，难以抓住重点，集中研究力量提升现有技术的环境效益，也难以有针对性的给出技术改进建议。因此，需要在废塑料资源化过程中环境影响关键控制点位的确定工作上加大研究力度。

1.6 生命周期评价的研究概况

生命周期评价（LCA）广泛应用于工业企业中产品系统的生态辨识和诊断，产品环境影响评价与比较，绿色产品设计与新产品开发，再循环工艺设计，替代产品（或工艺）比较，评估产品（包括新产品）的资源效益。它还广泛应用于政府和环境管理部门，借助于生命周期评价进行环境立法和制定环境标准与产品环境标志，用于评价污染预防措施，优化政府对能源、运输和废弃物管理，以及建立国际化的环境管理体系。

在其他方面，它被应用于对燃煤发电、废纸造纸、废旧塑料气化发电等几种不同过程的环境影响分析。

一些国际著名的跨国企业已开展生命周期评价方法论的研究，并积极实践各种产品的生命周期评价工作，尤其是新开发产品和高科技产品。近几年，世界许多国家和国际组织除了将 LCA 作为制定标志或标准的方法外，还将其引入到废塑料资源化利用中。特别是“欧盟产品环境标志计划”已对洗碗机、洗衣机、卫生间用纸巾、浓缩土壤改善剂、油漆、洗衣粉、电灯泡等颁布了环境标志。美国环境保护局颁布和执行“政府机构必须采购环境更优产品或服务”的指南，其中环境更优产品或服务的确定，就采用 LCA 方法。欧洲的一些国家和公司分别开发了 LCA 方法评估计算机软件和相关的数据库。

在我国，生命周期评价被用于汽车产品的评价，煤制汽车燃料的经济、环境和能源利用的研究，环境标志，绿色包装，绿色制造，清洁生产审核，城市交通方式的选择，城市生活等。在我国包装物回收利用管理的应用中，对我国发泡餐盒及其替代品，塑料制品与木制用品对环境的影响，塑料环境协调性评价，降解塑料，ABS 工程塑料等进行了生命周期评价研究。在废塑料资源化技术中仅对废

塑料气化能源回收利用进行了生命周期评价,其余为空白。我国有关部门已将废旧塑料资源化列入议事日程:国家科委已将废旧塑料资源化列入科技攻关项目;国家环保部将废塑料列为21世纪在环保领域要控制的三大重点之一,指出必须强化管理环节;国家经委等部门也将塑料废弃物的综合利用列入重点课题;有关部门还多次主持召开了废旧塑料资源化的经验交流会和学术研讨会。我国相关部门开始逐步在废塑料管理体系中使用LCA,可以比较不同的处理技术及其各种组合方案的相对效益,从而得到最优化的废塑料处理模式。

1.7 课题研究的目的是和内容

1.7.1 课题研究的目的是

总结国内外废塑料资源化技术现状和发展趋势,建立数学模型对资源化技术做筛选,继而给出主要种类废塑料的资源化最优方案;并对不同废塑料资源化技术进行深入的定量化研究,主要通过对废塑料的资源化技术进行生命周期分析,确定废塑料主要资源化技术应用过程中的污染物产生和对环境的潜在影响,发现资源化技术应用过程中污染控制的重点环节,为最终提出适合我国废塑料资源化利用技术建议提供技术支撑。

1.7.2 课题研究的内容

1.7.2.1 课题来源

本课题来源于“十一五”国家科技支撑计划重点项目“固体废弃物资源化环境安全评价技术研究”(项目编号:2007BAC16B03)中“废塑料资源化技术规范和管理研究”部分。

1.7.2.2 课题主要研究内容

本课题具体研究内容如下:

(1)对废塑料资源化技术进行筛选。即分别对四种典型废塑料资源化(包括能源与物质回收)技术进行评价,通过AHP层次分析模型,筛选出适合我国国情的废塑料资源化技术体系。

(2)典型废塑料资源化技术生命周期分析。研究确定废塑料资源化生命周期分析方法,包括:污染物排放当量系数;环境影响标准化基准体系;标准化环境影响潜值的权重因子。采用不确定性分析方式研究检查相关数据的质量。在此基础上,研究废塑料的主要资源化技术应用过程中的污染物产生和对环境的潜在影响,并对其进行量化表征。

(3)废塑料资源化过程重要控制环节的识别。根据量化结果,分析、确定污染控制重点环节,并对不同废塑料资源化技术进行合理性评价。

1.8 课题研究的技术路线

本课题研究从核心内容上分为“废塑料资源化技术筛选”和“废塑料资源化技术生命周期分析”两大部分。首先，“废塑料资源化技术筛选”采用层次分析法建立数学模型对国内外通行废塑料资源化技术或极具发展潜力的废塑料资源化技术进行半定量化分析和筛选，对于“层次分析法”中资源化技术环境影响方面的敏感点、矛盾点或不详点等，需要进行定量化的深入分析。因此，在研究的后半部分重点采用生命周期分析方法对筛选出来的废塑料资源化技术进行环境影响方面的定量分析，提出具体的污染控制重点环节。技术路线见图 1-3。

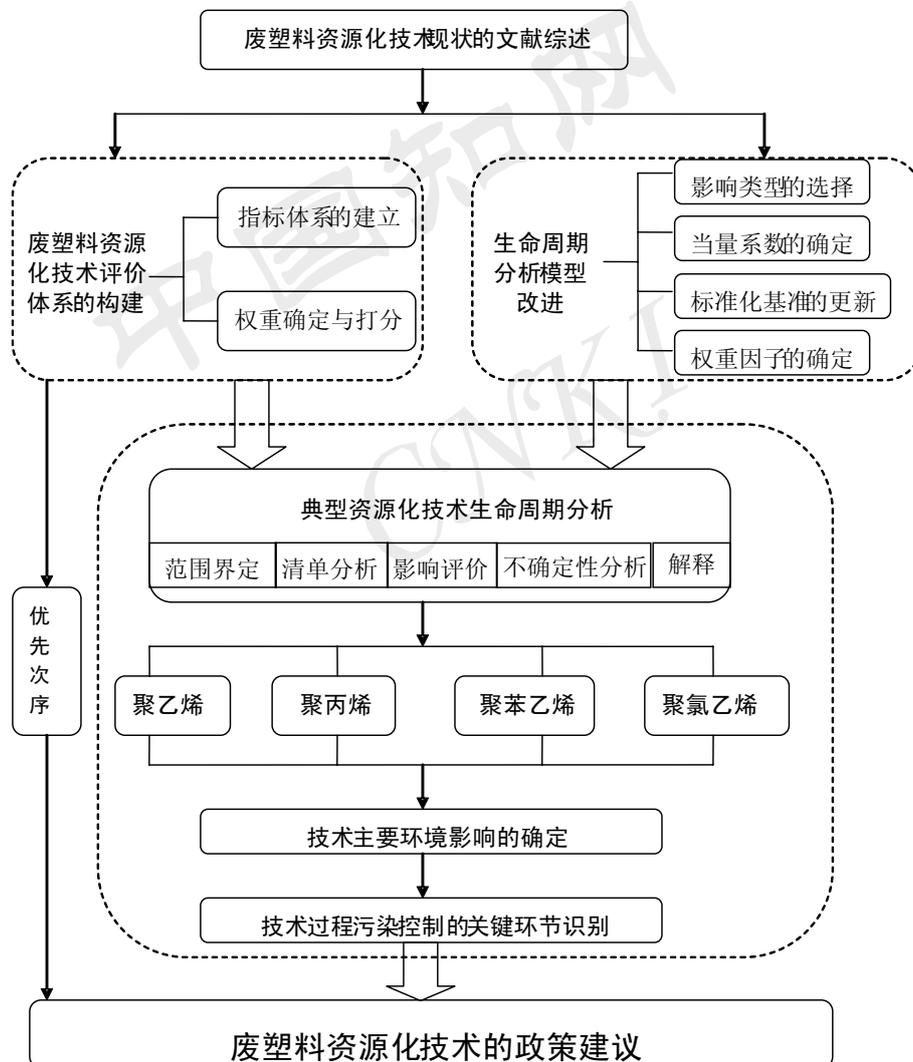


图 1-3 课题研究技术路线图

Fig. 1-3 The technology route of research

第2章 废塑料资源化技术的评价

2.1 引言

通过对国内外废塑料资源化技术的归纳总结,可以看出不同种类的废塑料都存在几种资源化技术。如何综合考虑废塑料各种资源化技术实施过程中的经济影响、环境影响和社会影响,并进行综合评估,进而筛选出废塑料资源化回收技术途径,对于我国废塑料资源化利用是一项有重要意义的工作。本章将针对这一问题开展相关研究,旨在建立废塑料资源化的评估体系,并对四种废塑料的资源化过程进行综合评估,给出适合我国国情的废塑料资源化技术。

2.2 废塑料资源化技术评价体系的构建

废塑料资源化技术评价体系是由评价指标、评价指标的权重和评价方法三个部分组成。

2.2.1 废塑料资源化技术评价指标的构建

所谓废塑料资源化技术评价指标,即是在评价废塑料资源化过程中能够综合反映其对经济、环境和社会影响的指标。

2.2.1.1 评价指标的构建原则

本文认为构建废塑料资源化技术的评价指标应充分体现对经济、环境和社会三个方面的影响,所选取的指标应遵循以下的原则:

(1) 全面性原则。评价指标体系要统筹兼顾各方面的关系,应该兼顾到各方面的指标,还考虑到国情的需要。要兼顾可持续发展的三个方面,即经济、环境、社会三个维度。

(2) 实用性原则。指标的选择和设立要考虑到其可操作性和可行性,如果指标体系过于复杂那么就难以操作,如果指标体系过于简单就不能全面、客观得到评价结果,因此,指标体系要建立的繁简适中,以实用为准。

(3) 目标导向原则。评价的最终目的不是单纯的否定某一种评价对象,每一种方案均有其存在客观条件。评价的目的是鼓励建立和创造最佳方案的实施条件,明确发展方向。

(4) 科学性原则。建立评价指标体系必须要通过科学的、严谨的统计分析方法,例如层次结构分析法(Analytic Hierarchy Process,简称AHP)、综合指标分析法、人工神经网络分析法、属性矩阵分析法等成熟的统计分析方法^[54-58]。

2.2.1.2 评价指标的确定

基于评价指标构建的原则,在构建废塑料资源化技术评价指标过程中,本文

主要基于以下 2 个方面确定了评价指标。

第一，对我国几家废塑料资源化企业进行了实地调研，掌握了我国废塑料资源化的第一手资料。总体上，目前我国塑料再生利用企业普遍存在技术水平较低、产品质量不高、环保措施不到位的情况，污染隐患较大，需要从经济、环境和社会等方面考虑其影响。

第二，参考了我国清洁生产评价指标体系。主要参考了 2012 年 6 月 20 日颁布的《清洁生产评价指标体系编制通则》（征求意见稿），包括：评价指标体系编制原则、清洁生产评价指标体系和评价方法。同时参考了国家发展和改革委员会 2007 年 7 月 14 日发布的《机械行业清洁生产评价指标体系》（试行）中的有关内容。

在此基础上，本文构建了废塑料资源化技术评价的指标体系。该指标体系分为三级，第一级为总指标，即“资源化技术优先度 A”，指废塑料各种资源化技术适合我国国情的优先程度；第二级指标考虑到废塑料资源化技术实施中对经济、环境和社会的影响，因此，第二级指标包括了三个分指标，即“经济影响 B1，环境影响 B2，社会影响 B3”，分别指废塑料各种资源化技术在经济、环境、社会三个方面的正面影响力；第三级指标是考虑到废塑料资源化技术实施中对经济、环境和社会的具体而直接的影响而确定，将三个二级指标分解为 7 个三级指标，其中，经济影响分指标分为成本、效益和资源消耗 3 个三级指标；环境影响分指标分为污染物产生和污染物处理程度 2 个三级指标；社会影响分指标分为资源化和转化率 2 个三级指标。每个三级指标含义如下所示：

C1 成本三级指标：废塑料资源化的一次性投资；

C2 效益三级指标：废塑料资源化的净利润；

C3 资源消耗三级指标：废塑料资源化生产中能源与水资源的消耗量；

C4 污染物产生三级指标：废塑料资源化生产过程中所产生的废水、废气、废渣的量；

C5 污染物处理程度三级指标：对废塑料资源化过程中最终残余污染物的治理程度；

C6 资源化三级指标：相对于废塑料丢弃或填埋等途径，该资源化途径的利用量占总废塑料产生量的比重；

C7 转化率三级指标：废塑料资源化工艺能将单位体积或重量的废塑料转化为有用资源的比例。

废塑料资源化技术评价指标体系的递阶层次结构如图 2-1。

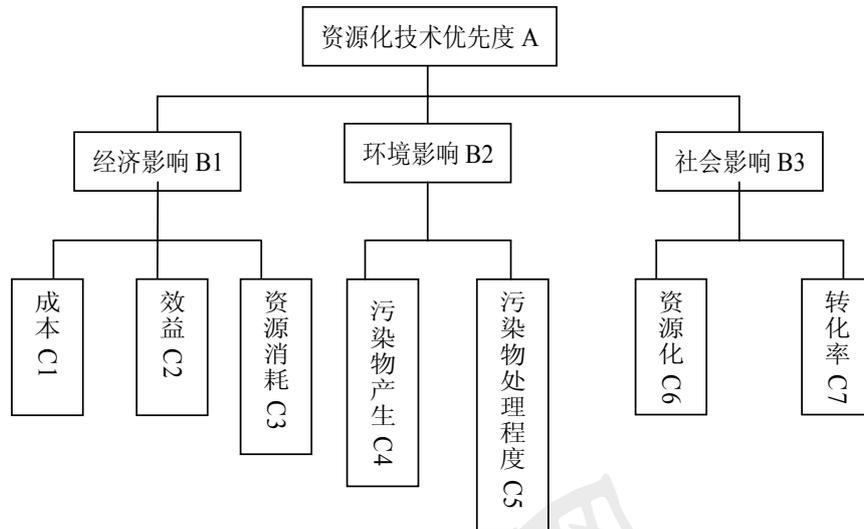


图 2-1 废塑料资源化技术评价指标体系的递阶层次结构

Fig. 2-1 Hierarchical structure of assessment indices system for waste plastic recovery technology

2.2.2 评价指标权重的确定

要想研究指标体系中各指标对整个体系的影响程度，就要理清各指标之间的相互错综复杂的联系，要做到同层次指标之间尽可能的划分明确。

由于本文所构建的废塑料资源化技术评价指标体系中的 3 个二级指标和 7 个三级指标通常很难完全定量化给出，对于某一个具体的废塑料资源化技术往往给出的评价指标是半定量或定性的。基于这样的情况，参考有关评价指标权重确定的文献^[54-59]，本文认为废塑料资源化技术评价指标之间的权重可采用“层次分析法 AHP”来确定。层次分析法融合了定性和定量两种判断分析过程，分析过程最大程度的发挥了两种过程的优点。借助层次分析法，通过四个步骤可以确定废塑料资源化技术评价指标权重：

第一步：要建立评价指标体系的由底层项目标准层递阶的层次结构，这是以充分的分析和明确评价指标体系内部各指标之间的关联为基础的；

第二步：对同一级构造两两比较判断矩阵；

第三步：计算某一级指标的相对权重；

第四步：计算合成权重。

2.2.2.1 构造判断矩阵

判断矩阵表示对于上一级某个指标、本级有关指标的相对重要性。对评价指标体系中的每一级各指标的相对重要性用数值形式给出判断并写成矩阵的形式。如表 2-1。

矩阵 $(a_{ij})_{n \times n}$ 两两比较矩阵， a_{ij} 表示相对于标准 B_k 而言， C_i 和 C_j 的相对重要性，通常取 1, 2, …, 9 及它们的倒数作为标度，其标度的含义如表 2-2 所示。

表 2-1 AHP 判断矩阵
Table 2-1 AHP judgment matrix

B_k	C_1	C_2	C_n
C_1	a_{11}	a_{12}	...	a_{1n}
C_2	a_{21}	a_{22}	a_{2n}
....
C_n	a_{n1}	a_{n2}	...	a_{nn}

表 2-2 标度的含义
Table 2-2 The meaning of scale

标度	含义
1	两指标相比，具有同等重要程度
3	两指标相比，1 个指标比另 1 个指标稍微重要
5	两指标相比，1 个指标比另 1 个指标明显重要
7	两指标相比，1 个指标比另 1 个指标强烈重要
9	两指标相比，1 个指标比另 1 个指标极端重要
2, 4, 6, 8	取上述两相邻的中值

任何判断矩阵都应满足 $a_{ii}=1$ ，其中 $a_{ij}=1/a_{ji}$ ，($i, j=1, 2, \dots, n$)， a_{ij} ，相对重要性标度。

在此判断矩阵中的各指标的重要性的比较是根据对废塑料资源化某项技术的了解进行评分。如果 $a_{ik} \cdot a_{kj} = a_{ij}$ 则矩阵 $(a_{ij})_{n \times n}$ 为完全一致性矩阵，不是所有的判断矩阵都满足这个条件，无必要性，一致性检验要根据需要设定标准。

2.2.2.2 单一准则下元素相对权重计算

根据 n 个指标对于准则 B 的判断矩阵 C ，求出它们对于 B 的相对权重，并判断矩阵 C 的一致性后，相对权重的计算才用方根法，将判断矩阵 C 的各个向量采用几何平均值，然后归一化，得到列向量就是权重向量，计算公式为公式(2-1)。

$$\omega = \frac{\left(\prod_{j=1}^n a_{ij}\right)^{1/n}}{\sum_{k=1}^n \left(\prod_{j=1}^n a_{kj}\right)^{1/n}} \quad (2-1)$$

还必须进行一致性检验。对判断矩阵的一致性检验的步骤如下：

- ① 计算一致性指标 CI ，如公式(2-2)。

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad (2-2)$$

为了检验一致性，必须计算矩阵的最大特征根 λ_{\max} ，用公式(2-3)。

$$\lambda_{\max} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(A\omega)_i}{\omega_i} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij} \omega_j}{\omega_i} \quad (2-3)$$

式中， $(A\omega)_i$ 表示向量 $a\omega$ 的第 i 个分量。

②查找相应的平均随机一致性指标 RI 。对 $n=1\dots 9$ ，Saaty^[56]给出了 RI 的值，如表 2-3 所示。

表 2-3 Saaty 平均随机一致性指标 RI 值
Table 2-3 Saaty mean random consistency index RI value

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9
RI	0	0	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45

③计算一致性比例 CR ，如公式(2-4)。

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (2-4)$$

当 $CR < 0.10$ 时，认为判断矩阵的一致性是可以接受的，否则应对判断矩阵作适当修正。

2.2.2.3 层次总排序及一致性检验

计算权重的目的不仅仅是下级各个指标对其上一级某指标的权重向量，而最终计算结果是要得到各指标对于总目标的相对权重，即“合成权重”，“合成权重”体现最底层中各指标对于总体目标的排序权重，从而以此为根据进行方案选择。第 k 级上指标对总目标的合成权重向量 $\omega(k)$ 由公式(2-5)给出：

$$\omega(k) = [\omega 1(k), \omega 2(k), \dots, \omega n(k)]^T = P(k) \omega(k-1) \quad (2-5)$$

一致性检验同理可求，由公式(2-6)求出：

$$\begin{aligned} CI(k) &= (CI1(k) \dots CI n(k-1)) \omega(k-1) \\ RI(k) &= (RI1(k) \dots RI n(k-1)) \omega(k-1) \\ CR(k) &= CI(k) / RI(k) \end{aligned} \quad (2-6)$$

当 $CR(k) < 0.1$ 时，认为层次总排序结果具有较满意的一致性，并接受该分析结果。

2.2.2.4 废塑料资源化技术评价指标权重的确定

(1) 计算分指标权重 由公式(2-1)求出废塑料资源化技术评价指标体系中二级指标各个分指标的权重，由公式(2-2)-(2-4)求出 CR 。对废塑料资源化技术体系的 3 个二级指标各自权重如表 2-4 所示。 $CR < 0.1$ 具有满意的一致性。

表 2-4 3 个二级指标的权重

Table 2-4 Weights of three secondary grade indices

A	B1	B2	B3	权重
B1	1	1/3	4	0.36
B2	3	1	1/2	0.38
B3	1/4	2	1	0.26

对经济影响指标 B1，其三级指标的权重如表 2-5 所示。CR<0.1 具有满意的一致性。

表 2-5 经济影响指标的三级指标的权重

Table 2-5 Weights of third grade indices for economic impact index

B1	C1	C2	C3	权重
C1	1	1/3	2	0.29
C2	3	1	1/2	0.38
C3	1/2	2	1	0.33

对环境影响指标，其三级指标的权重如表 2-6 所示。CR<0.1 具有满意的一致性。

表 2-6 环境影响指标的三级指标的权重

Table 2-6 Weights of third grade indices for environmental impact index

B2	C4	C5	权重
C4	1	3	0.68
C5	1/3	1	0.32

对社会影响指标，其三级指标的权重如表 2-7 所示。CR<0.1 具有满意的一致性。

表 2-7 社会影响指标的三级指标的权重

Table 2-7 Weights of third grade indices for social impact index

B3	C6	C7	权重
C6	1	1	0.50
C7	1	1	0.50

(2) 计算合成权重 由公式(2-5)计算合成权重，并且由公式(2-6)进行一致性检验，结果如表 2-8 所示。CR=0.0003，<0.1 具有满意的一致性。

表 2-8 合成权重

Table 2-8 Composing of indices weights

层次	B1	B2	B3	$\omega = \omega_i p_i$
	$\omega_1=0.36$	$\omega_2=0.38$	$\omega_3=0.26$	
	p_1	p_2	p_3	
C1	0.29	-	-	0.10
C2	0.38	-	-	0.14
C3	0.33	-	-	0.12
C4	-	0.68	-	0.26
C5	-	0.32	-	0.12
C6	-	-	0.5	0.13
C7	-	-	0.5	0.13

(3) 计算结果 根据上述计算结果,可以得到废塑料资源化技术评价指标的权重,如表 2-9 所示。

表 2-9 废塑料资源化技术评价指标的权重

Table 2-9 Weights of waste plastic recovery technology assessment indices

影响类型	权重
成本指标	0.10
效益指标	0.14
资源消耗指标	0.12
污染物产生指标	0.26
污染物处理程度指标	0.12
资源化指标	0.13
转化率指标	0.13

2.2.3 评价方法的确定

有关产品工艺技术评价的方法有多种,包括群决策、效益分析等。其中,作为群决策方法的专家判断法是一种简单实用的方法。本研究采用专家判断法(或专家打分法)确定废塑料资源化技术评价各指标的分值。专家打分法,从组织形式上可分为两类,一类是有组织的人员集中形式,被咨询专家之间可以直接交流互动,专家的判断受到其他人的不同程度的影响,例如“头脑风暴法(Brain Storming Method)”,这种方法最常见的形式就是讨论会等模式;另一种是非集中、背靠背

的专家咨询形式，专家通常通过信函独立提供咨询建议，判断结果与本人认知有关，不受其他人影响，例如“德尔菲法（Delphi Method）”。本文在对废塑料资源化技术筛选过程中使用的方法是德尔菲法，其有关特征如下：

2.2.3.1 德尔菲法特点

- ① 利用专家的知识 and 经验作价值判断^[57-60]；
- ② 既可以做出定性评价，也可以对难以用数学模型定量化的因素做出定量、半定量的评价；
- ③ 可以包括不同领域内的专家，充分发挥每位专家的智慧。

2.2.3.2 德尔菲法基本原则

- ① 匿名性；
- ② 循环和有控制的反馈征询意见；
- ③ 对征询意见结果作统计处理，集中每位专家意见。

2.2.3.3 德尔菲法专家的选择

- ① 依据评价目的、评价对象和评价要求选择专家；
- ② 专家人数视评价内容和评价规模而定；
- ③ 专家应在评价领域工作多年；
- ④ 专家知识和能力结构要合理。

2.2.3.4 德尔菲法工作程序

- ① 问题的设计；
- ② 选择评价组成员；
- ③ 征询分多轮进行；
- ④ 统计反馈；
- ⑤ 意见集中一致中止反馈。

2.2.3.5 德尔菲法结果处理内容

- ① 方案排序；
- ② 专家意见集中程度。

用方案评分的算术平均值来衡量，由式(2-7)得出。

$$\bar{C}_j = \frac{1}{m_j} \sum_{i=1}^{m_j} C_{ij} \quad (2-7)$$

式中， \bar{C}_j — j 方案评分算术平均值；
 m_j —参与 j 方案评价的专家数；
 C_{ij} — i 专家对 j 方案的评分值。

- ③ 专家意见协调程度

a. 求第 j 方案评价结果的变异系数（coefficient of variation，简称 CV），由式

(2-8)得出

$$CV_j = \frac{S_j}{C_j} \quad (2-8)$$

式中, CV_j —第 j 方案评价的变异系数;

S_j —第 j 方案评价的标准差, 按式(2-9)计算:

$$S_j = \sqrt{\frac{1}{m_j - 1} \sum_{i=1}^{m_j} (C_{ij} - \bar{C}_j)^2} \quad (2-9)$$

b. 计算专家意见协调系数^[61-63]

计算第 j 方案的评价等级和, 如式(2-10)所示:

$$R_j = \sum_{i=1}^{m_j} r_{ij} \quad (2-10)$$

式中, R_j — j 方案评价等级和;

r_{ij} — i 专家对 j 方案的评价等级。

计算全部方案评价等级和的算术平均值, 由式(2-11)得出:

$$\bar{R} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n R_j \quad (2-11)$$

计算第 j 方案评价等级和与全部方案评价等级和算术平均值的离差, 由式(2-12)得出:

$$d_j = R_j - \bar{R} \quad (2-12)$$

式中, d_j —离差。

计算离差平方和, 由式(2-13)得出:

$$\sum_{j=1}^n d_j^2 = \sum_{j=1}^n (R_j - \bar{R})^2 \quad (2-13)$$

计算协调系数 W , 由式(2-14)得出:

$$W = \frac{\sum_{j=1}^n d_j^2}{(\sum_{j=1}^n d_j^2)_{\max}} \quad (2-14)$$

式中, $(\sum_{j=1}^n d_j^2)_{\max}$ —最大离差平方和。

当专家就各方案没有给出相同评价值时, 最大离差平方和可由式(2-15)计算得出:

$$(\sum_{j=1}^n d_j^2)_{\max} = \frac{1}{12} m^2 (n^3 - n) \quad (2-15)$$

式中, n —方案数;

m —专家人数。

此时，专家意见协调系数 W 可由式(2-16)计算：

$$W = \frac{12}{m^2(n^3 - n)} \sum_{j=1}^n d_j^2 \quad (2-16)$$

2.3 四种典型废塑料资源化技术的评价

综合考虑国内外现有废塑料资源化利用的现状，废聚乙烯、聚丙烯、聚苯乙烯和聚氯乙烯在资源化技术上不但有共性之处，也有不同。据此，采用上述建立的废塑料资源化技术评估方法体系分别对这四种废塑料进行资源化技术评价。

2.3.1 废聚丙烯资源化技术的评价

归纳总结国内外有关废聚丙烯塑料资源化技术，可以看出，目前发展比较成熟或具备产业化潜力的废聚丙烯资源化技术包括以下四种：直接再生、改性再生、焚烧热能回收及高温催化裂解^[67-72]。本文将以上述四种资源化技术为备选方案，进行废聚丙烯资源化技术评估。

根据德尔菲法专家选择的原则，本阶段选择了来自不同单位的 30 位专家进行问卷咨询，这 30 位专家包括：环境管理人员、研究固体废物资源化的大学教师和科研单位研究人员、企业工程师等。按照德尔菲法工作程序向每位专家发放了废塑料资源化技术调查问卷表（见附件），具体工作程序如下：

专家组成集合 $E = \{E_1, E_2, \dots, E_i\}$ ，其中 $E_i (i=1, 2, \dots, 30)$ 为第 i 位专家，专家评分组成集合 $X = \{x_{ij} \mid 0 \leq x_{ij} \leq 100\}$ ，其中 $x_{ij} (i=1, 2, \dots, 30; j)$ 为第 i 位专家对第 j 种废塑料资源化方法的评分，对应等级特征值 m_{ij} ， $m_{ij} \in \{1, 2, 3, \dots, j\}$ ，对专家的打分按指标的权重进行加权，并对资源化技术进行排序；并用公式(2-7)得出专家意见集中程度，由公式(2-8)得出变异系数，由公式(2-10)得出评价等级和，由公式(2-14)得出协调系数，其结果见表 2-10 和图 2-2。

由以上评估结果可以得到以下结论：

(1) 废聚丙烯资源化技术的“优先次序”为：“直接再生 > 改性再生 > 焚烧热能回收 > 高温催化裂解”。其中，“直接再生”技术的评价等级和最小、算术平均值最高，排名第一（比第二名在评价等级和指标上高出 16 个等级，比最后一名高出 37 个等级）。说明从经济、环境和社会角度，针对废聚丙烯资源化技术来说“直接再生”技术是最适合目前中国国情的。

(2) 德尔菲法的评价结果解读。从“专家意见算术平均值指标上看，废聚丙烯资源化技术分值的排名先后为“改性再生 > 焚烧热能回收”，从“评价等级和”指标上看排名的先后为“改性再生 > 焚烧热能回收”。“改性再生、焚烧热能回收”的变异系数相对最小（分别为 0.105、0.085）。以上说明，针对废聚丙烯资源化，“改性再

生、焚烧热能回收”总的来说差别不大，可以认为具有等同的优先次序，而且专家意见较为一致。

表 2-10 废聚丙烯德尔菲法结果

Table 2-10 Delphi method results of PP waste recovery technology

序号	直接再生	改性再生	焚烧热能回收	高温催化裂解
专家 1	86.5	85	82.6	86.36
排序	1	3	4	2
专家 2	74.9	68.4	70.85	60
排序	1	3	2	4
专家 3	58.2	60.25	64.95	63.4
排序	4	3	1	2
专家 4	89.1	89.6	87	84.7
排序	2	1	3	4
专家 5	86	77.7	77.4	63.7
排序	1	2	3	4
专家 6	80.9	78.9	82.75	79.2
排序	2	4	1	3
专家 7	82.49	81.62	71.95	75.18
排序	1	2	4	3
专家 8	67.2	73.8	73.7	76.55
排序	4	2	3	1
专家 9	93.09	73.45	71.72	65.85
排序	1	2	3	4
专家 10	83.3	78.95	78.35	74.6
排序	1	2	3	4
专家 11	72.8	74.5	81.1	64.3
排序	3	2	1	4
专家 12	87.5	85.5	82.7	86.37
排序	1	3	4	2
专家 13	74.8	68.5	70.85	60.1
排序	1	3	2	4
专家 14	58.1	60.24	64.93	63.4
排序	4	3	1	2
专家 15	89.2	89.5	87.1	84.6
排序	2	1	3	4
专家 16	86.5	77.6	77.4	63.5
排序	1	2	3	4
专家 17	80.8	78.7	81.75	79.2

表 2-10 (续表)

序号	直接再生	改性再生	焚烧热能回收	高温催化裂解
排序	2	4	1	3
专家 18	82.5	81.68	73.9	75.2
排序	1	2	4	3
专家 19	67.25	73.8	73.9	76.55
排序	4	2	3	1
专家 20	94	74	72	66
排序	1	2	3	4
专家 21	83.5	79	78.5	74.5
排序	1	2	3	4
专家 22	58.5	60.3	65	63.5
排序	4	3	1	2
专家 23	87	85	83	86
排序	1	3	4	2
专家 24	75	68.5	70.9	60
排序	1	3	2	4
专家 25	89	89.5	87	85
排序	2	1	3	4
专家 26	86.5	77.5	77.4	63.7
排序	1	2	3	4
专家 27	81	79	82.8	79
排序	2	4	1	3
专家 28	82.5	81.8	71.9	75.2
排序	1	2	4	3
专家 29	67.5	73.5	73.5	76.5
排序	4	2	3	1
专家 30	93.1	73.5	71.5	65.5
排序	1	2	3	4
\overline{C}_j	79.96	76.64	76.28	72.59
V_j	0.130	0.105	0.085	0.125
R_j	56	72	79	93
W		0.16		

(3) 进一步开展废聚丙烯资源化生命周期分析的必要性。虽然“直接再生”的排名第一，但是，从专家打分的变异系数上看（变异系数 V_j 为 0.130），是四种资源化技术最大一种。这说明，对于“直接再生”技术方面专家意见离散程度较大、存在一定分歧。由于其在废聚丙烯资源化过程中担当重要角色，对未来的废塑料再

利用方式起导向作用，所以，有必要检验其生产阶段生命周期背景下所带来的可能的环境影响大小。

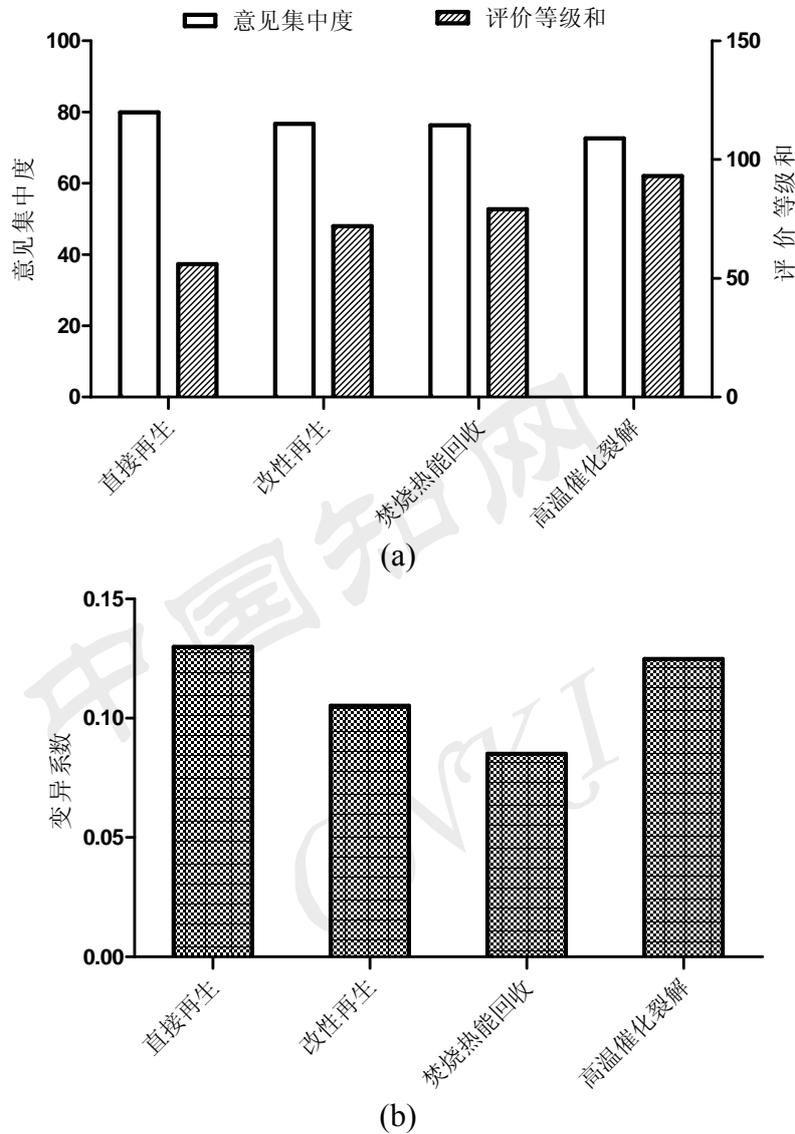


图 2-2 废聚丙烯资源化技术的德尔菲法结果：(a)排序结果，(b)变异系数
Fig. 2-2 The Delphi method results of waste PP recycling technology:
(a) Sequence, (b) Coefficient of variation

2.3.2 废聚乙烯资源化技术的评价

根据对国内外废聚乙烯塑料资源化技术现状的研究与总结，目前发展比较成熟或具备产业化潜力的废聚乙烯资源化技术包括以下五种：直接再生、改性再生、焚烧热能回收、催化裂解及氢化裂解。本文将以上述五种资源化技术为备选方案，进行废聚乙烯资源化技术筛选工作^[70-72]。

按照德尔菲法的工作程序，本文仍选择了来自不同单位的 30 位专家，所选专

家和评价工作程序与 2.3.1 节相同，评价结果分别见表 2-11 和图 2-3。

表 2-11 废聚乙烯资源化技术德尔菲法结果

Table 2-11 Delphi method results of PE waste recovery technology

序号	直接再生	改性再生	焚烧热能回收	催化裂解	氢化裂解
专家 1	84.25	83.8	79.2	83.49	80.5
排序	1	2	5	3	4
专家 2	74.9	68.4	70.85	60	56.07
排序	1	3	2	4	5
专家 3	63.4	60.95	64.95	74.45	73.77
排序	4	5	3	1	2
专家 4	87.62	86.56	85.45	87.2	87.36
排序	1	4	5	3	2
专家 5	86	77.7	77.4	64.9	63.7
排序	1	2	3	4	5
专家 6	80.9	78.9	82.75	73.8	79.2
排序	2	4	1	5	3
专家 7	83.1	81.76	71.85	75.55	75.55
排序	1	2	5	3	3
专家 8	86.3	82.9	68.2	65.9	62.2
排序	1	2	3	4	5
专家 9	93.45	85.4	71.72	66.65	65.85
排序	1	2	3	4	5
专家 10	80.6	79	79.85	73.95	69.85
排序	1	3	2	4	5
专家 11	77.25	79.95	71.1	68.3	67.1
排序	2	1	3	4	5
专家 12	80.6	79	79.9	74	70
排序	1	3	2	4	5
专家 13	86.5	83	68.5	66	62.5
排序	1	2	3	4	5
专家 14	93.5	85.5	72	67	66
排序	1	2	3	4	5
专家 15	84.5	83.8	79.5	83.5	80.5
排序	1	2	5	3	4
专家 16	75	68.5	71	60	56.5
排序	1	3	2	4	5
专家 17	63.5	61	65	74.5	74
排序	4	5	3	1	2

表 2-11 (续表)

序号	直接再生	改性再生	焚烧热能回收	催化裂解	氢化裂解
专家 18	87.5	86.6	85.6	87.2	87.4
排序	1	4	5	3	2
专家 19	86	77.7	77.5	65	64
排序	1	2	3	4	5
专家 20	81	79	82.5	74	79.5
排序	2	4	1	5	3
专家 21	83.5	81.5	72	75.5	75.4
排序	1	2	5	3	4
专家 22	84.3	84	79	83.5	80.5
排序	1	2	5	3	4
专家 23	75	68.5	71	60	56.5
排序	1	3	2	4	5
专家 24	63.5	61	65	74.5	74
排序	4	5	3	1	2
专家 25	87.62	86.56	85.5	87	87.4
排序	1	4	5	3	2
专家 26	86.5	78	77.5	65	63.7
排序	1	2	3	4	5
专家 27	81	78.9	82.8	73.8	79.5
排序	2	4	1	5	3
专家 28	83	81.76	71.85	75.55	75.6
排序	1	2	5	4	3
专家 29	86.5	82.9	69	65.9	62.2
排序	1	2	3	4	5
专家 30	93.5	85.5	72.1	66.65	66
排序	1	2	3	4	5
\bar{C}_j	82.01	78.60	75.02	72.43	71.41
V_j	0.097	0.099	0.085	0.113	0.130
R_j	43	85	97	106	118
W			0.37		

解读德尔菲法的评价结果，可以得到以下结论：

(1) 废聚乙烯资源化技术的“优先次序”为：“直接再生>改性再生>焚烧热能回收>催化裂解>氢化裂解”。其中，“直接再生”技术的评价等级和最小、算术平均值最高，排名第一（比第二名在评价等级和指标上高出 42 个等级，比最后一名高出 75 个等级）。说明从经济、环境和社会角度，针对废聚乙烯资源化技术来说“直

接再生”技术也是最适合目前中国国情的。

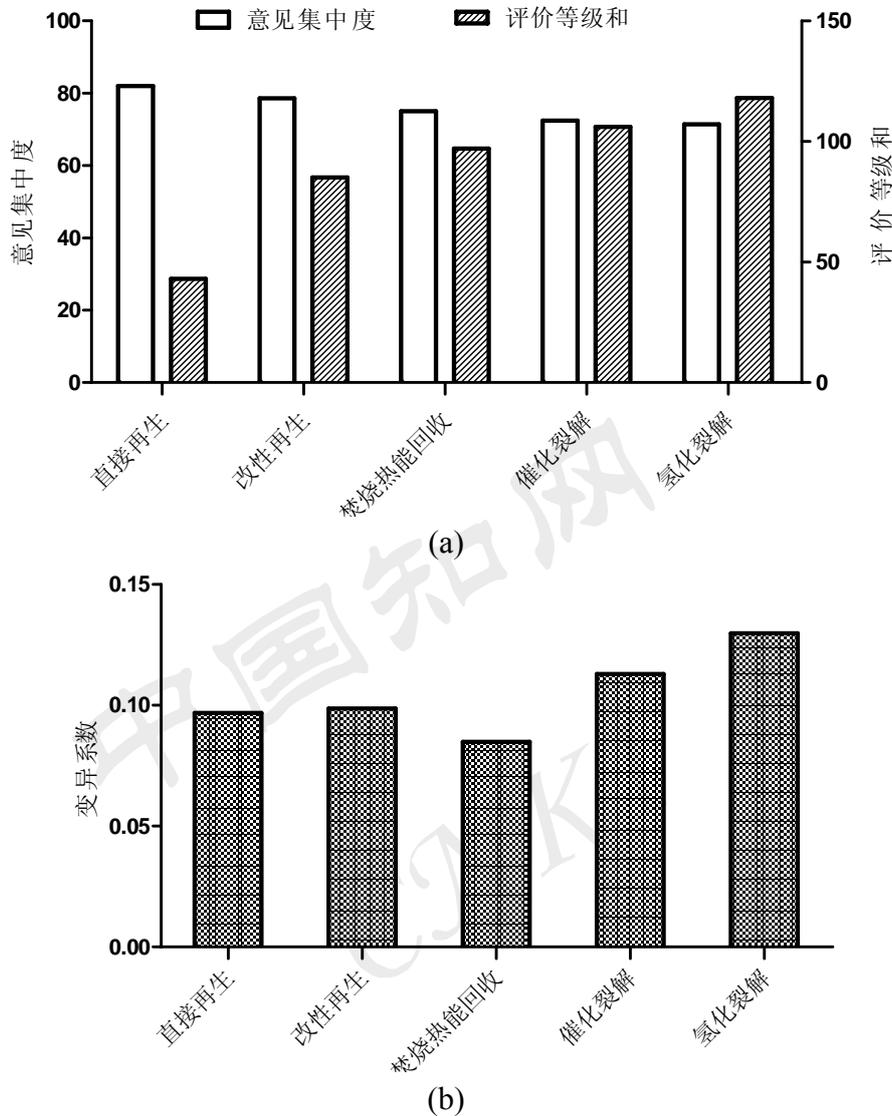


图 2-3 废聚乙烯资源化技术的德尔菲法结果：(a)排序结果，(b)变异系数

Fig. 2-3 Delphi method results of PE waste recycling technology:

(a) Sequence, (b) Coefficient of variation

(2) 无论是从“专家意见算术平均值”还是从“评价等级和”指标上看，废聚乙烯资源化技术的排名得到了完全相同的结果，即“直接再生>改性再生>焚烧热能回收>催化裂解>氢化裂解”，以上两种评价指标均显现出“优先次序”一致的趋势。

(3) 从变异系数指标来看，随着“优先次序”的降低，专家对废聚乙烯资源化技术的“认识分歧”也在逐渐加大。具体来说，“焚烧热能回收<直接再生<改性再生<催化裂解<氢化裂解”的变异系数 V_j 分别为 0.085、0.097、0.099、0.113、0.130，呈现逐渐增大的趋势，这说明，资源化技术“优先级别”越低的技术，专家意见“存在分歧”越大，这意味着以上评价方法对该类技术的排名结果存在很大“不确定性”。

因此,有必要对排名最后的两种技术“催化裂解”、“氢化裂解”技术进一步深入分析。同时,考虑到产油技术可能是未来废聚乙烯资源化利用的一种重要途径,所以,很有必要对这两种技术进行生命周期影响分析,研究其技术利用过程中的一些关键的定量特征。

2.3.3 废聚苯乙烯资源化技术的评价

对国内外废聚苯乙烯塑料资源化技术与产业化的调研发现,目前发展比较成熟或具备产业化潜力的废聚苯乙烯资源化技术包括以下10种:共焦化、高炉喷吹、直接再生、熔融再生、生产建筑材料、改性再生、热解制油、热解回收单体、制作 RDF 及燃烧回收热能。本节将以上述10种废聚苯乙烯塑料资源化技术为备选方案,进行废聚苯乙烯资源化技术筛选工作。

根据德尔菲法专家选择的原则,本文选择了来自不同单位的30位专家,其中包括:环境管理人员、研究固体废物资源化的大学教师和科研单位研究人员、企业工程师等。评价工作程序与2.3.1节相同,评估结果见表2-12和图2-4。

由表2-12和图2-4可以得到以下结果:从专家意见算术平均值看,废聚苯乙烯共焦化资源化技术的分值最高。从变异系数来看,共焦化技术较小,也说明专家意见较为集中。从方案的评价等级和看,共焦化技术的评价等级和最小,说明在所有资源化技术的排名上共焦化技术排名最靠前。

总之,通过德尔菲法的结果看出,由于废聚苯乙烯的共焦化技术在成本、效益、资源消耗、污染物产生、污染物处理程度、资源化、转化率等指标上都有一定的优势,大部分专家倾向于选择共焦化技术作为废聚苯乙烯资源化的最佳技术。

废聚苯乙烯塑料由于其H/C原子比例大(见表2-13),热解产物主要是油品和气体,残炭量低。废聚苯乙烯热解产物中,液体产物主要为芳香烃类和烯烃类,气体产物主要为高热值的烷烃和烯烃,氢含量较高,属于富氢材料,灰分含量较低,加上其高的挥发份含量(见表2-14),能够增加焦炉煤气的产量。研究结果还表明:废塑料的加入会增加焦油的收率,减少水的生成量,可使共热解产生的焦油“轻质化”和“环构化”,增加芳香族化合物的收率,这些都有利于增加企业的经济效益。因此,共焦化反应中塑料的加入有利于优化焦油和煤气。结合对文献资料中的国内外回收利用技术的特性分析(表2-15)和专家评分的结果,最终选择共焦化技术作为废聚苯乙烯资源化技术的最佳选择。

由以上结果,可以得到以下评价结果:

(1)废聚苯乙烯资源化技术的“优先次序”为:“共焦化>高炉喷吹>建筑材料>直接再生>热解回收单体>改性再生>熔融再生>回收热能>制作 RDF 燃烧>热解制油”。其中,“共焦化”技术的评价等级和最小、算术平均值最高,排名第一(比第二名在评价等级和指标上高出39个等级,比最后一名高出237个等级),

而且专家意见集中（变异系数较小）。说明从经济、环境和社会角度，针对废聚苯乙烯资源化技术来说“共焦化”技术也是最适合目前中国国情的。

表 2-12 废聚苯乙烯德尔菲法结果
Table 2-12 Delphi method results of PS waste recycling technology

序号	共焦化	高炉喷吹	直接再生	燃烧回收热能	建筑材料	熔融再生	热解制油	热解回收单体	制作 RDF	改性再生
专家 1	87.75	88.51	72.8	49.41	83.44	45.42	33.44	68.55	41.2	44.62
排序	2	1	4	6	3	7	10	5	9	8
专家 2	90.5	87.3	69.2	46.95	83.2	42.75	30.95	67.95	40.9	44.8
排序	1	2	4	6	3	8	10	5	9	7
专家 3	89.35	86.85	68.8	47.25	74.8	43.55	35.45	68.65	40.1	49.05
排序	1	2	4	7	3	8	10	5	9	6
专家 4	86.4	65.8	75.5	80	81.2	85.4	63.4	72.7	80.4	72.2
排序	1	9	6	5	3	2	10	7	4	8
专家 5	89.55	85.45	68.8	47.25	73.95	74.45	37.1	68.65	53.6	44.05
排序	1	2	5	8	4	3	10	6	7	9
专家 6	76.2	73.65	65.95	55.25	77.45	67.3	64.6	68.45	64.65	79.3
排序	3	4	5	10	2	7	9	6	8	1
专家 7	99.35	95.78	83.92	72.35	83.45	74.05	64.57	64.57	64.29	63.04
排序	1	2	3	6	4	5	7	8	9	10
专家 8	83.54	87.05	68.55	49.55	77.35	43.35	35.95	68.33	40.87	50.77
排序	2	1	7	6	3	8	10	4	9	5
专家 9	89.35	86.85	68.8	47.25	74.8	43.55	35.45	68.65	40.1	49.05
排序	1	2	4	7	3	8	10	5	9	6
专家 10	76.2	73.65	65.95	55.25	77.45	67.3	64.6	68.45	64.65	79.3
排序	3	4	5	10	2	7	9	6	8	1
专家 11	88.1	89.2	73	49.41	83.5	45.5	33.5	69	42	44.5
排序	2	1	4	6	3	7	10	5	9	8
专家 12	91	87	70	47	83	43	31	68	41	45
排序	1	2	4	6	3	8	10	5	9	7
专家 13	89.5	86.9	68.8	47.3	75	43.5	35.5	69	40	49
排序	1	2	4	7	3	8	10	5	9	6
专家 14	86.5	66.5	75.5	80	81.5	85.5	63.5	72.5	80.5	71.5
排序	1	9	6	5	3	2	10	7	4	8
专家 15	89.5	85.5	68.5	47.5	74	74.5	37	69	53.5	44
排序	1	2	5	8	4	3	10	6	7	9
专家 16	87.5	88.5	73	49.5	83.5	45.5	33.5	69	41	44.5
排序	2	1	4	6	3	7	10	5	9	8

表 2-12 (续表)

序号	共焦化	高炉喷吹	直接再生	燃烧回收热能	建筑材料	熔融再生	热解制油	热解回收单体	制作 RDF	改性再生
专家 17	90.5	87.3	70	47	83.5	42.5	31	68	41	45
排序	1	2	4	6	3	8	10	5	9	7
专家 18	89.5	87	69	47.5	74.8	43.5	35.5	68.5	40.5	49.5
排序	1	2	4	7	3	8	10	5	9	6
专家 19	86.5	65.5	75.5	80	81.2	85.4	63.5	72.7	80.4	72.5
排序	1	9	6	5	3	2	10	7	4	8
专家 20	89.6	85.5	69	47.3	74	74.5	37	68.5	53.6	44.1
排序	1	2	5	8	4	3	10	6	7	9
专家 21	76.2	74	66	55.5	77.5	67.5	64.6	68.5	64.65	79.5
排序	3	4	5	10	2	7	9	6	8	1
专家 22	99	95.8	84	72.35	83.45	74.05	64.57	64.57	64.29	63.04
排序	1	2	3	6	4	5	7	8	9	10
专家 23	83.54	87.05	68.55	49.55	77.35	43.35	35.95	68.33	40.87	50.77
排序	2	1	7	6	3	8	10	4	9	5
专家 24	89.35	86.85	68.8	47.25	74.8	43.55	35.45	69	40.1	49.1
排序	1	2	4	7	3	8	10	5	9	6
专家 25	76.1	74	65.95	55.25	77.5	67.3	64.6	68.45	64.65	79.3
排序	3	4	5	10	2	7	9	6	8	1
专家 26	76.5	73.5	66	55.25	77.5	67.3	64.5	68.5	64.5	79.5
排序	3	4	5	10	2	7	9	6	8	1
专家 27	98.5	96	84	72.5	83.5	74.05	65	64.57	64	63.05
排序	1	2	3	6	4	5	7	8	9	10
专家 28	83.5	87	69	50	77.35	43.5	36	68.33	40.9	51
排序	2	1	7	6	3	8	10	4	9	5
专家 29	90	87	69	47.5	74.8	44	35.5	69	40	49
排序	1	2	4	7	3	8	10	5	9	6
专家 30	76.6	73.7	66	55.4	77.5	67	65	68.5	65.5	79.5
排序	3	4	5	10	2	7	9	6	8	1
\bar{C}_j	86.86	83.16	70.93	55.12	78.74	58.74	46.59	68.56	53.12	57.65
I_j	0.076	0.105	0.074	0.204	0.047	0.272	0.319	0.027	0.265	0.243
R_j	48	87	141	213	90	189	285	171	243	183
W					0.67					

(2) 德尔菲法的评价结果解读。无论是从“专家意见算术平均值”还是从“评价等级和”指标上看,废聚苯乙烯资源化技术的排名得到了完全相同的结果,即“共焦化>高炉喷吹>建筑材料>直接再生>热解回收单体>改性再生>熔融再生>回

收热能>制作 RDF 燃烧>热解制油”，以上两种评价指标均显现出“优先次序”一致的趋势。

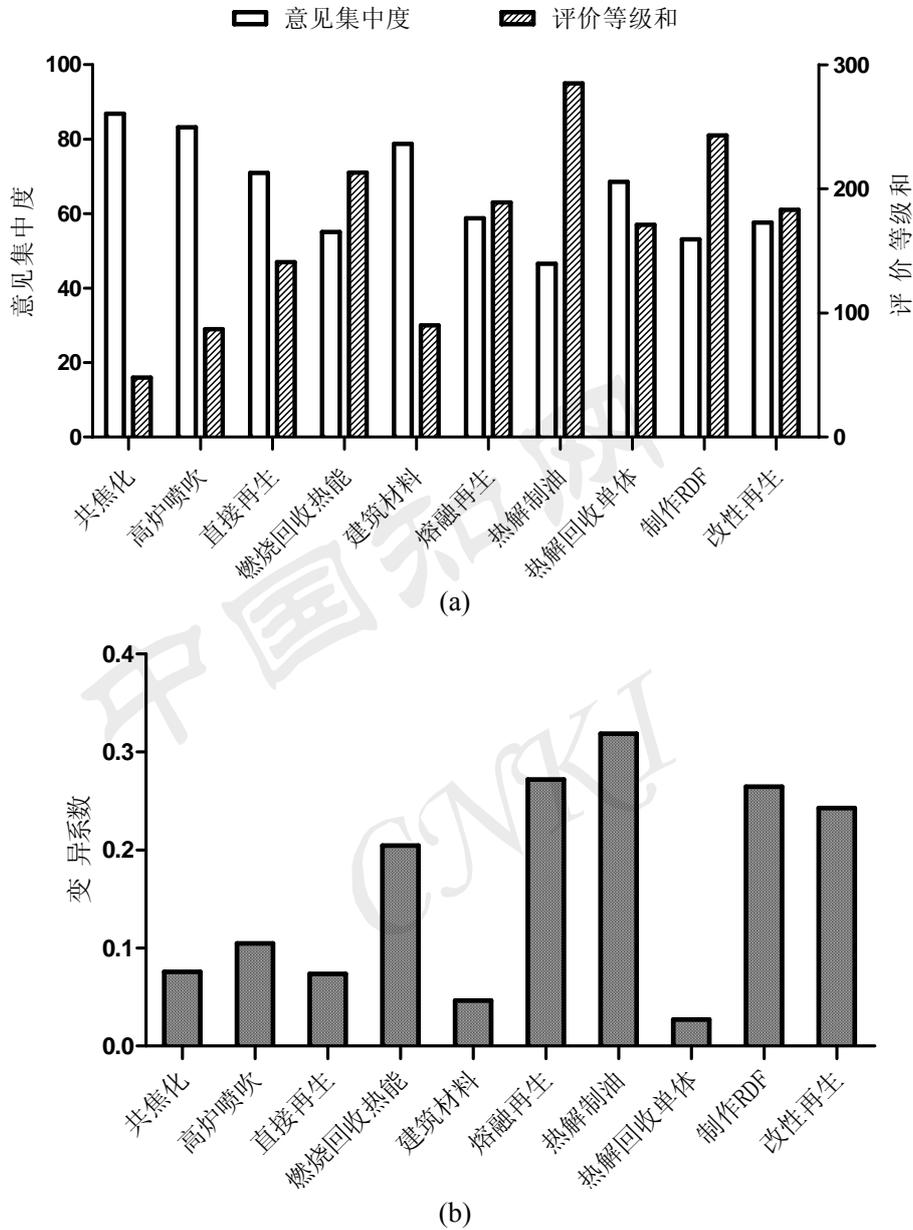


图 2-4 废聚苯乙烯资源化技术的德尔菲法结果：(a)排序结果，(b)变异系数
Fig. 2-4 Delphi method results of PS waste recycling technology:
(a) Results of Sequence, (b) Variation Coefficient

表 2-13 煤与废聚苯乙烯的元素分析及灰分

Table 2-13 The element and the ash analysis of coal and waste PS

名称	C	H	S	A
煤(%)	79.30	3.39	0.50	15.40
废 PS(%)	87.24	8.80	0.08	2.30

表 2-14 废 PS 热解产物的构成

Table 2-14 Pyrolysis products of waste PS

产物	气体	油	水	焦炭
组成(%)	43.60	26.40	4.60	25.40

表 2-15 回收利用技术特性分析

Table 2-15 Analysis of recovery technology characteristics

	设备投资	处理范围	减容性	二次污染	产品利用	技术现状
改性利用	小	大	较好	水	建材制品	较成熟
建材利用	小	大	较好	水	建材制品	发展中
裂解	大	较小	较好	大气, 易	油、气、化工原料	研究中
直接燃烧	大	大	好	大气, 不易	发电、供热	较成熟
固体燃料	较小	较大	好	大气, 易	发电、供热	待研究
高炉喷吹	较小	较大	较好	大气, 易	炼铁燃料, 还原剂	发展中
共焦化	小	大	好	大气, 易	焦化产品	研究中
再生	大	小	较好	土壤污染	塑料制品	发展中

(3) 进一步开展废聚苯乙烯生命周期分析的必要性。废聚苯乙烯塑料由于其 H/C 原子比例大 (见表 2-13), 热解产物主要是油品和气体, 残炭量低。塑料热解产物中, 液体产物主要为芳香烃类和烯烃类, 气体产物主要为高热值的烷烃和烯烃, 氢含量较高, 属于富氢材料, 灰分含量较低, 加上其高的挥发份含量 (见表 2-14), 能够增加焦炉煤气的产量。基础的研究结果还表明, 废塑料的加入会增加焦油的收率, 减少水的生成量, 可使共热解产生的焦油“轻质化”和“环构化”, 增加芳香族化合物的收率, 这些都有利于增加企业的经济效益。因此, 共焦化反应中塑料的加入有利于优化焦油和煤气。各种文献资料中的国内外回收利用技术的分析 (表 2-15) 也表明, 共焦化技术是废旧聚苯乙烯资源化技术的较好选择。

总之, 由德尔菲法评价结果看出, 由于共焦化技术在成本、效益、资源消耗、污染物产生、污染物处理程度、资源化、转化率等指标上都有一定的优势, 倾向于选择共焦化技术作为废聚苯乙烯资源化的最佳技术, 可能是未来废聚苯乙烯资源化利用的一种主要途径。所以, 需要对这种技术进行生命周期影响分析, 细化其技术利用过程中一些关键的排污环节, 尽大程度的做到环境影响的最小化控制。

2.3.4 废聚氯乙烯资源化技术的评价

对国内外废聚氯乙烯塑料的资源化技术与产业化的调研表明, 目前发展比较成熟或具备产业化潜力的废聚氯乙烯资源化技术包括以下五种: 直接再生、RDF

燃烧发电、高温焚烧、真空裂解及催化裂解。本节将以上述五种资源化技术为备选方案，采用德尔菲法对废 PVC 资源化技术进行评估。专家选择和评价工作程序与“2.3.1 废聚丙烯资源化技术的评价”相同。根据德尔菲法专家选择的原则，本文仍选择了来自不同单位的 30 位专家，这 30 位专家包括：环境管理人员、研究固体废物资源化的大学教师和科研单位研究人员、企业工程师等。按照德尔菲法工作程序进行工作。评价结果如表 2-16 和图 2-5 所示。

表 2-16 废聚氯乙烯资源化技术德尔菲法结果
Table 2-16 Delphi method result of PVC waste recycling technology

序号	再生	RDF 焚烧	高温焚烧	真空裂解	催化裂解
专家 1	85.25	79.2	80.49	79.16	79.17
排序	1	3	2	5	4
专家 2	80.9	70.84	60.1	60	59.9
排序	1	2	3	4	5
专家 3	63.41	64.95	74.44	63.45	63.4
排序	3	2	1	4	5
专家 4	86.62	85.43	85.5	85.2	85.4
排序	1	3	2	5	4
专家 5	86.1	77.4	85.9	77.3	77.2
排序	1	3	2	4	5
专家 6	85.9	82.75	73.8	73.6	73.7
排序	1	2	3	5	4
专家 7	83.2	71.85	75.55	71.8	71.7
排序	1	3	2	4	5
专家 8	86.3	68.2	65.9	65.8	65.75
排序	1	2	3	4	5
专家 9	93.45	71.75	69.65	69.5	69.3
排序	1	2	3	4	5
专家 10	80.6	75.85	75.55	74.6	74.55
排序	1	2	3	4	5
专家 11	77.3	71.1	70.3	70.08	70
排序	1	2	3	4	5
专家 12	85.5	79.3	81	79.2	79.3
排序	1	3	2	5	4
专家 13	81	70.9	60.5	60.1	59.9
排序	1	2	3	4	5
专家 14	63.5	65	74.5	63.45	63
排序	3	2	1	4	5

表 2-16 (续表)

序号	再生	RDF 焚烧	高温焚烧	真空裂解	催化裂解
专家 15	87	85.5	85.6	85.1	85.4
排序	1	3	2	5	4
专家 16	86	77.5	86	77.3	77.2
排序	1	3	2	4	5
专家 17	87	82.8	74	73.5	73.8
排序	1	2	3	5	4
专家 18	83.5	72	75.6	71	70.7
排序	1	3	2	4	5
专家 19	76.5	68.5	66	65.8	65.75
排序	1	2	3	4	5
专家 20	84	72	70	69.5	69
排序	1	2	3	4	5
专家 21	85.5	79	80.5	79	79.2
排序	1	3	2	5	4
专家 22	82	75.84	70.1	70	69.9
排序	1	2	3	4	5
专家 23	73.41	74.5	75	63.6	63
排序	3	2	1	4	5
专家 24	86.62	85	85.5	84	84.5
排序	1	3	2	5	4
专家 25	86.1	85.4	85.9	85.3	85.2
排序	1	3	2	4	5
专家 26	86	82.8	74.8	73.6	73.7
排序	1	2	3	5	4
专家 27	83.3	72	75.6	71.5	71
排序	1	3	2	4	5
专家 28	76.3	68.2	65.9	65.8	65.72
排序	1	2	3	4	5
专家 29	83.45	71.75	69.65	69.5	69.35
排序	1	2	3	4	5
专家 30	76.6	75.85	75.55	74.6	74.58
排序	1	2	3	4	5
\bar{C}_j	82.08	75.44	74.96	72.41	72.34
V_j	0.080	0.082	0.099	0.101	0.103
R_j	36	72	72	129	141
W			0.85		

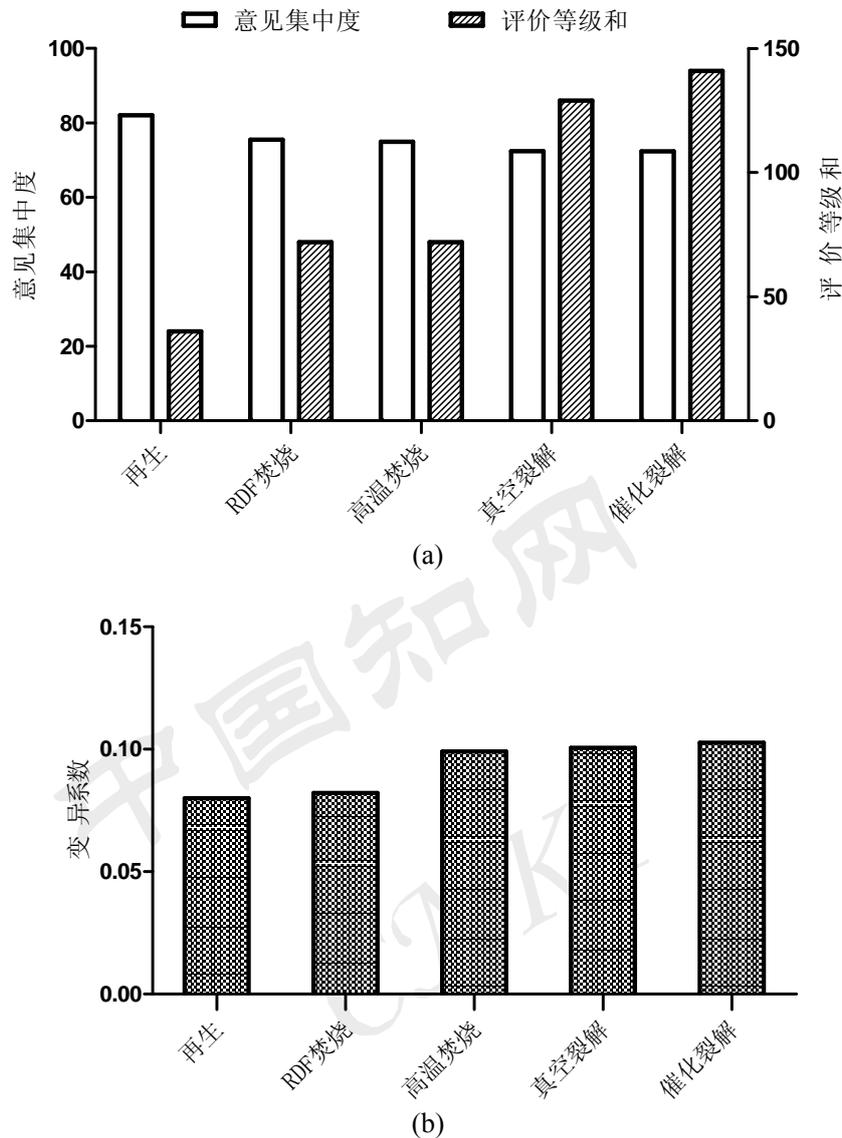


图 2-5 废聚氯乙烯资源化技术的德尔菲法结果：(a)排序结果，(b)变异系数

Fig. 2-5 Delphi method results of PVC waste recovery technology:

(a) Results of Sequence, (b) Variation Coefficient

由以上结果，可以得到以下评价结果：

(1) 废聚氯乙烯资源化技术的“优先次序”为：“直接再生>RDF 焚烧≥高温焚烧>真空裂解>催化裂解”。其中，“直接再生”技术的评价等级和最小、算术平均值最高，排名第一（比排名第二在评价等级和指标上高出 36 个等级）。说明从经济、环境和社会角度，针对废聚氯乙烯资源化技术来说“直接再生”技术也是最适合目前中国国情的。

(2) 德尔菲法的评价系数对结果的解读。无论是从“专家意见算术平均值”还是从“评价等级和”指标上看，废聚氯乙烯资源化技术的排名得到了完全相同的结果，即“直接再生>RDF 焚烧≥高温焚烧>真空裂解>催化裂解”。以上两种评价指

标均显现出“优先次序”一致的趋势，同时变异系数差别不明显。

(3) 进一步开展生命周期分析的必要性。不同于传统的“物理、化学”方式的资源化途径，作为“能源回收”形式的“RDF 焚烧”、“高温焚烧”技术，专家对其给予近乎一样的“优先次序”评价结果。从“专家意见算术平均值”上看分别为“75.44、74.96”，相差仅“0.48”分值，从“评价等级和”上看均为“72”。对于“真空裂解”和“催化裂解”技术也存在同样相似的现象。所以，有必要对“RDF 焚烧”、“高温焚烧”“真空裂解”和“催化裂解”技术作进一步深入的生命周期影响分析，探究废聚氯乙烯塑料资源化技术利用过程中的环境影响特征。

2.4 本章小结

(1) 本章建立的废塑料资源化技术评价体系，从对经济、环境和社会影响三个方面构建了 7 个三级指标，采用层次分析确定了每个三级指标的权重；采用专家打分法（又称德尔菲法）对四种典型废塑料资源化技术进行了评价；

(2) 评价发现“直接再生”皆是废聚丙烯、废聚乙烯、废聚氯乙烯三种废塑料的“最优先”推荐的资源化技术；对于废聚苯乙烯来说，由于其特殊的物化性质，“共焦化”将是未来最优先推荐的资源化技术；

(3) 7 个三级评价指标中，污染物产生指标的权重为 0.26，权重最大，表明废塑料资源化中二次污染仍然是关注重点，其次为经济效益指标 0.14。所以有必要针对各种废塑料资源化技术进行生命周期分析，并根据分析结论提出相应的产业经济政策建议。

(4) 从“废塑料的资源化优先度、物理-化学-能源途径的代表性、专家意见的分歧性”等角度，发现有必要对多种资源化技术进行深入的生命周期分析。

第3章 废塑料资源化生命周期评价模型的构建

3.1 引言

采用“评价指标+层次分析+德尔菲法”方法对四种废塑料资源化技术进行评估的结果显示，废塑料的各种资源化技术的污染物产生指标的权重都较大，表明废塑料资源化过程中二次污染不容忽视，需要引起足够的重视。为此，本章拟构建生命周期评价方法对废塑料资源化利用过程中对环境的潜在影响进行定量分析，给出四种废塑料具体资源化过程中对环境的潜在影响。

3.2 废塑料资源化生命周期评价标准的确定

生命周期分析(Life Cycle Assessment, 简称LCA)是一种评价一个产品从摇篮到坟墓的生命所有阶段相关环境影响的技术(即, 从原材料的提取通过材料加工, 制造, 销售, 使用, 维修和保养, 以及处理或回收)^[76-80]。这里所述生命周期的范围不只局限在产品的生产过程, 它还可以包括产品开发设计、原料采购、售后服务、消费及产品使用寿命结束终结后的处理处置等生产环节以外的部分。

20世纪80年代, 生命周期分析方法受到了广泛重视, 许多国家投入了大量精力发展LCA方法, 通过对产品生产过程的分析研究, 积累和完善了相关数据体系。进入90年代, 在国际环境毒理学和化学学会(SETAC)及国际标准化组织(ISO)主导下, LCA方法在国际政治、经济、贸易和文化各个领域发挥了重要作用。近年来, 西方发达国家和地区制定了一系列法律法规促进了LCA的发展, 其巨大潜力不只表现在环境保护方面, 在其他社会发展领域也同样发挥出了重要作用, 成为了一套高效的管理工具。同时, 国际环境毒理学与化学协会、国际标准化组织、联合国环境规划署等国际组织为生命周期分析方法论的规范化和标准化作了大量的工作。1997-2000年生命周期分析国际标准ISO14040~ISO14043相继发布^[81], 其中, 生命周期影响评价标准ISO14042推动了近年来影响评价方法论的规范化进程。

我国在1990年末期才开始真正关注生命周期分析方法。1999-2002年间, 我国吸收了国际通用的ISO14040~ISO14043标准, 并转化为一系列生命周期分析的国家标准, 例如GB/T24040-1999、GB/T24041-2000、GB/T24042-2002和GB/T24043-2002。中科院生态中心杨建新等^[82-83]对LCA方法论和案例开展了较深入的研究, 研究成果具有较大的参考价值。另外, 从环境机制效应链来看, 发展中国家主要关注污染排放带来的环境影响问题(中间类型), 还没有上升到类型终点(破坏类型), 指可将中间影响类型划归其中, 代表对最终保护领域的破坏的类别。破坏类型的研究由于发展时间较短, 涉及更多的自然科学领域, 还需要进一

步的发展和完善。

目前,采用生命周期评价方法对废塑料资源化技术进行环境影响评估方面的研究还未见报道。本文选择中间类型生命周期评价方式,按照国家标准 GB/T24040~T24043 中所规定的评价原则与评价步骤,并参考杨建新研究中所引用的环境影响类型的国际当量系数,以 1995-2005 年全国环境污染物排放总量和政策规划为基础数据建立新的权重因子,对四种废塑料典型的资源化技术实施过程进行生命周期评价。

本章的研究目标旨在定量化探究废塑料资源化过程中所产生的潜在环境问题,包括潜在污染的类型与大小、污染产生的关键环节等,为废塑料资源化生产阶段的环境管理提供政策建议。

3.3 废塑料资源化生命周期评价的技术框架

对于废塑料资源化生命周期评价,是按照国际环境毒理学和化学学会确定的 LCA 的技术框架(如图 3-1 所示)进行,其组成步骤分为:定义目标与确定范围、清单分析(Inventory Analysis)、影响评价(Impact Assessment)和结果解释(Life Cycle Interpretation)四个阶段。图 3-1 表明了这些步骤相互作用的关系^[81]。

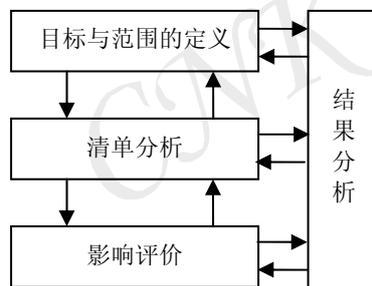


图 3-1 SETAC 生命周期分析技术框架

Fig. 3-1 The technical framework of SETAC life cycle assessment

3.3.1 废塑料资源化生命周期评价目标定义和范围界定原则

目标和范围的确定是生命周期分析研究的第一步,也是最关键的部分,其重要性在于它决定为何要进行废塑料资源化生命周期分析研究,也包括对评价结果的应用意图,并表述所要研究的系统和数据类型。

一般来说,生命周期分析范围应包括从最初原材料的获取、产品原料的收集、产品加工、废物产生、处理、处置以及产品最终废弃处置的整个过程。考虑到本文的研究是局限在废塑料资源化生产过程中对环境的潜在影响,本文的生命周期分析范围限定在废塑料资源化过程中的生产阶段,即从原材料进厂开始,到废塑料加工后产品的生成。其研究范围,不包括前端的原材料生产、生产过程废物的

处理、后端的产品使用、回收与处置等生命周期阶段。

3.3.2 废塑料资源化生命周期清单分析

废塑料资源化的生命周期清单分析(life cycle inventory, LCI) 的目的是对以废塑料为原料再生利用等资源化转化系统的有关物质、能量输入和输出进行量化, 对资源化转化系统的输入输出因子包括三个方面, 分别是“物耗、能耗与污染物”的量化信息, 这些数据往往来自比较复杂的工艺层面, 数据的收集和计算需要较大的工作量, 是后期进行生命周期分析的量化基础。

参考产品生命周期清单分析的一般步骤, 根据废塑料资源化技术特点, 确定废塑料资源化过程中生命周期分析清单分析的步骤如图 3-2 所示。

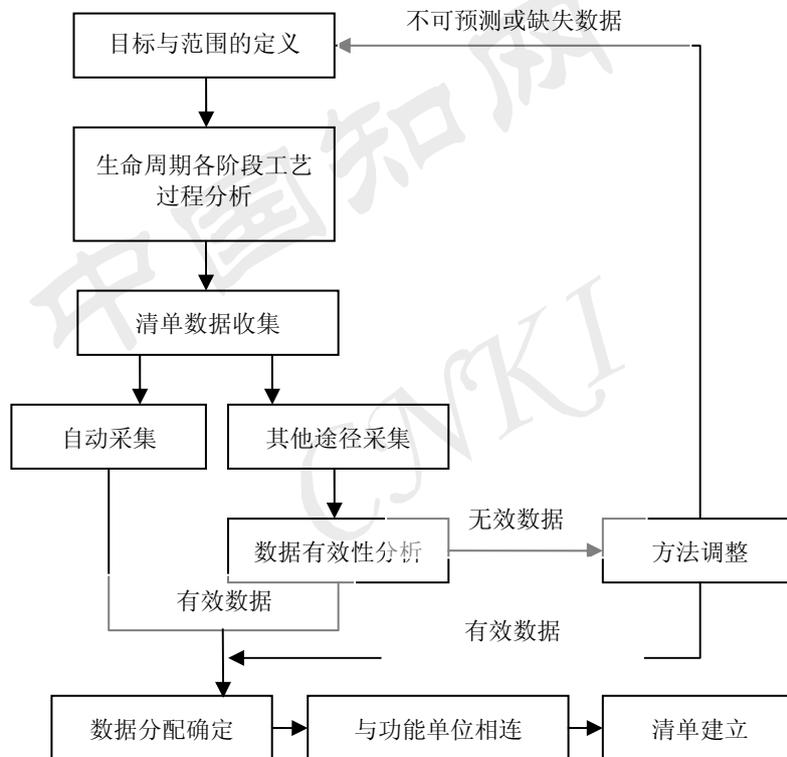


图 3-2 废塑料 LCA 清单分析步骤

Fig. 3-2 Plastic LCA inventory analysis steps

关于清单分析数据收集的来源包括以下几种:

(1) 生命周期分析数据库。清单数据收集主要的途径之一就是从现在有的生命周期分析数据库(Life cycle analysis database, 简称LCAD)中选取。近年来, 发达国家已经逐步建立了相应的LCAD, 比较知名的有GaBi、EDIP、ELCD、DEAMS 等^[85], LCAD有利于生命周期分析工作。但是现有数据库大多是以发达国家相关行业现状为基础形成的, 不一定适合像我国这样的发展中国家。

(2) 文献数据。各种相关文献也是清单数据的重要来源,文献数据不需要通过填写实地调查表的方式获得,但在使用时,要经过处理和转化,以便使数据和LCA研究范围吻合。

(3) 自行收集。企业在日常生产过程中要通过监控设备、仪表对生产工况进行监控,这些监控数据是来自具体企业的第一手资料,具有很高的直观性和具体性,但是这样的数据由于并不是出自权威调查部门,其准确性存在风险。

(4) 非报告性数据。非报告性数据也称非公开数据,由于其保密性,在使用用途上受到了极大限制,而且这类数据也比较难于获得。

此外,对废塑料资源化的生命周期清单分析过程中还注意了以下具体事项:

(1) 针对前面部分对于废塑料研究“目标与范围”的界定,详细地统计并制作研究范围内所涉及的生产设备及其工艺流程图,将包括主设备、附属设备在内的所有设备、过程进行详细绘制;

(2) 附属设备在实际的生产过程中往往担负起进料输入的预处理、废弃物的收集与处理等前、后端辅助性的功能,作用不可或缺,值得注意的是,与其关联的主设备相比,很多附属设备涉及物质和能量流动可能占有较大比例。基于以上原因,附属设备的绘制是工艺流程图中不容忽视的必要部分,有时甚至是主要部分,需要认真对待、详细记录、反复考察,避免遗漏。

(3) 在绘制好完整的工艺流程图之后,展开对所有设备及其处理环节中所涉及的物耗、能耗和废物产生情况的统计,包括量化的指标及其具体数据、过程描述的文字说明信息等。

3.3.3 废塑料资源化生命周期影响评价

“环境影响评价”部分是生命周期分析的核心技术环节,是数据涵义解读的过程,也是研究目标的实现过程,所以,这个部分也是生命周期分析中难度最大的一个部分。

通过以上 LCI 确定了产品系统的环境输入与输出,这个步骤使用国际上通用的一些换算参数,把生命周期清单编制部分产生的大量物耗、能耗和污染物数据换算成针对一定环境问题的环境影响指标,所以,该部分称为生命周期影响评价(Life Cycle Impact Assessment, 简称 LCIA)。

生命周期影响评价步骤中必备环节有:环境影响类型分类、特征化、标准化和加权,最后将各种环境影响类型合并成一个总指标,即人均当量,如图 3-3 所示。

生命周期分析的环境影响类型的分类是以科学认识所研究的环境问题为基础上提出的,每种分类具有独特性,但又不是片面性,所有的环境影响分类归纳在一起应该能够全面和完整的反映所研究的环境问题,能够为最终提出建议和对策提供技术支撑。

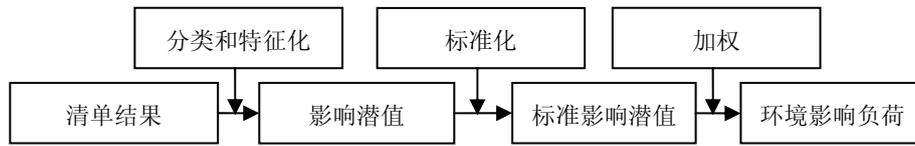


图 3-3 生命周期影响评价步骤
Fig. 3-3 Life cycle impact assessment steps

3.3.4 废塑料资源化生命周期解释

生命周期分析的解释是以前面几个步骤为基础，最终对于分析结果提出完整和全面的说明。生命周期分析的解释不是单一和片面的，它是系统性的解释。生命周期解释过程包含三个重要内容，即环境影响的识别、评估和报告^[86]。针对LCA中LCI和LCIA 阶段的重大问题和分析结果进行辨识即为识别；生命周期评价过程中，要对评价过程完整性、敏感性和一致性进行检查，这部分工作为评估；所谓报告，就是对于分析结论以及提出的建议主要以报告形式体现^[87-89]。

本文着重采用不确定性分析方式对数据的质量进行检查，剔除不合理数据，并重新收集数据，直到数据的质量满足要求为止，这样，就保证了生命周期解释的科学性与可靠性。需要说明的是：文中所获取的清单数据通常来自单文的文献报道，并未指明分布类型与分布参数。因此，按照不确定性分析的通用方法可以假设所获取的清单数据服从对数正态分布。这种分布类型能很好地代表非负数和正偏态的测量值，满足了大多数 LCA 数据的特征。然后根据不确定性分析的流程，先估算出清单数据的分布参数，再进行清单结果不确定性和生命周期影响评价结果不确定性分析。不确定性分析流程如图 3-4 所示。

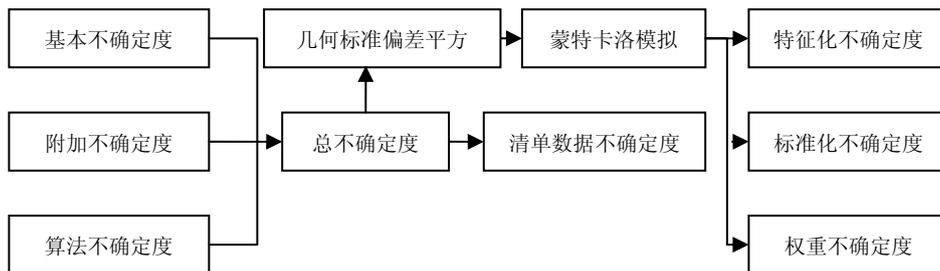


图 3-4 生命周期影响评价不确定性分析步骤
Fig. 3-4 Uncertainty analysis steps

生命周期影响评价不确定性分析步骤叙述如下：

首先，由三种不确定度对照表（见表 3-1、表 3-2 和表 3-3）选择对应的不确定度，得到基本不确定度、附加不确定度和算法不确定度。根据公式(3-1)和公式(3-2)

计算得出总不确定度，再根据公式 3-3 得到清单数据的不确定度—变异系数。根据公式(3-4)得到清单数据几何标准差的平方。将几何标准差的平方以及清单数据输入到 Simapro7 软件中，同时在 Simapro7 软件中输入本文所确定的环境影响评价参数，对计算过程进行蒙特卡洛模拟，得到 LCIA 结果不确定度，包括特征化不确定度、标准化不确定度和权重不确定度。

表 3-1 清单数据基本不确定性对照表^[90]

Table 3-1 Basic uncertainty of inventory data

输入与输出	燃烧过程	加工过程	农业排放
生产需求			
热能, 电能, 半成品、加工中的材料, 废物处理服务	0.0006	0.0006	0.0006
运输服务 (tkm)	0.12	0.12	0.12
基础设施	0.3	0.3	0.3
资源			
初级能源, 金属, 盐类	0.0006	0.0006	0.0006
土地利用 (占用)	0.04	0.04	0.002
土地利用变化	0.12	0.12	0.008
排放至水体的污染物			
BOD, COD, DOC, TOC, 无机化合物(NH ₄ , PO ₄ , NO ₃ , Cl, Na etc.)		0.04	
单体烃, PAH		0.3	
重金属		0.65	0.09
农药			0.04
NO ₃ , PO ₄			0.04
排放至土壤的污染物			
油, 总烃		0.04	
重金属		0.04	0.04
农药			0.033
排放至空气的污染物			
CO ₂	0.0006	0.0006	
SO ₂	0.0006		
NMVOC	0.04		
NO _x , N ₂ O	0.04		0.03
CH ₄ , NH ₃	0.04		0.008
单体烃	0.04	0.12	
PM>10	0.04	0.04	
PM ₁₀	0.12	0.12	
PM _{2.5}	0.3	0.3	
PAH	0.3		
CO, 重金属	0.65		
其他无机化合物排放		0.04	
放射性污染		0.3	

表 3-2 数据质量指标 (DQI) 及附加不确定度对照表^[90]

Table 3-2 Data quality indicators (DQI) and additional uncertainty

指标	数据说明				
	1 级	2 级	3 级	4 级	5 级
来源可靠性 (U1)	现场调查或测量得到的原始数据 0	来自权威的、定期更新的数据 0.0006	来自于一般文献或专著的不定期更新数据 0.002	基于文献或经验的推论, 估计或假设 0.008	无根据的估算与假设 0.04
样本完整性 (U2)	充足的样本, 合适的期间 0	代表数据来自稍小范围但期间合适 0.0001	代表数据来自合适的范围但期间稍短 0.0006	来自小范围和期间的代表数据或来自充足的范围和期间的数据 0.002	未知和来自小范围与短期间的不充足数据 0.008
技术代表性 (U3)	从被研究企业得到的数据 0	技术、过程和原料相同, 但企业不同 0.0006	技术相同, 但过程和原料有差别 0.008	技术不同, 但产品相同(0.04) 0.04	数据缺失时, 以类似产品的数据替代 0.12
年份代表性 (U4)	与时间无关或3年以内 0	6年以内 0.0002	10年以内 0.002	15年以内 0.008	数据年代未知或15年以上 0.04
地理代表性 (U5)	来自研究区域数据 0	来自包含研究区域的较大区域范围的平均数据 0.000025	数据来自生产条件和生产力水平相似度高区域 0.0001	数据来自生产条件和生产力水平相似度中等的区域 0.0006	数据来自未知区域或生产条件和生产力水平完全不同的区域 0.002

表 3-3 清单数据算法不确定性度^[91]

Table 3-3 Computation uncertainty of inventory data

算法	说明	不确定性度
直接获取算法	直接得到获得的原始数据作为清单数据	0
总量算法	研究范围内(产出/污染物排放)总量/研究范围内产出总量	0
平衡算法	根据已知实测数据, 通过各种物料、元素或能量的平衡计算得到	0.0006
(半)经验算法	根据工程实际经验获得的算法(经验公式), 或者理论公式的经验修正(半经验公式)得到的数据	0.002
理论算法	基于化学反应方程式、产品设计方案等, 未经过经验修正获得的数据	0.008

清单数据符合对数正态分布且全为正数, 可采用变异系数作为达标参数。变异系数以百分比的形式表示数据的不确定性, 方便不同数据的比较。此外, 根据对 Simapro 软件内部数据库中关于排放数据不确定性的统计, 发现大多数数据质量

不一，但清单数据变异系数大多在 25%左右，因此将达标值设为 25%。而 LCIA 的不确定度可由模拟结果的变异系数 CV 以及 95%的置信区间的上下限值表示，LCIA 结果不确定度达标值亦设为 25%。

这里，不确定度是数据（假设为对数正态分布）的对数（符合正态分布）的方差。

$$U = U_1 + U_2 + U_3 \quad (3-1)$$

$$U_2 = \sum_{n=1}^5 \sigma_n^2 \quad (3-2)$$

$$CV = \sqrt{e^U - 1} \quad (3-3)$$

$$SGSD = \sigma_g^2 = e^{2\sqrt{U}} \quad (3-4)$$

其中：U—总不确定度；

U₁—基本不确定度；

U₂—附加不确定度；

U₃—算法不确定度；

σ_n—不确定度因子，分别对应为可靠性、完整性、时间相关性、地理相关性和技术相关性；

CV—清单数据的变异系数；

SGSD—几何标准差的平方；

σ_g—清单数据的几何标准差。

3.4 废塑料资源化生命周期评价模型的参数确定

本文参考“绿色产品评价模型（Assessment for Green-Products，简称 AGP）”的研究成果，结合废塑料资源化技术的特点，确定了废塑料资源化 LCA 环境影响评价模型，使得各种污染物的分项指标通过转化，最终成为一个综合的评价指标，如图 3-5 所示。转换过程包括“特征化、归一化、加权”三大步骤，其中，包括“当量系数、标准化基准和权重因子”等参数的确定与计算。

3.4.1 废塑料资源化的环境影响因子的特征化

废塑料资源化过程对于环境的潜在影响是多方面的，如果不加以分门别类，会对最终的定量化分析带来极大难度，为了使 LCA 工作顺利进行，需要选择环境影响类型并且对其所包含的因子进行分类，并进一步使其与分析结果建立联系。

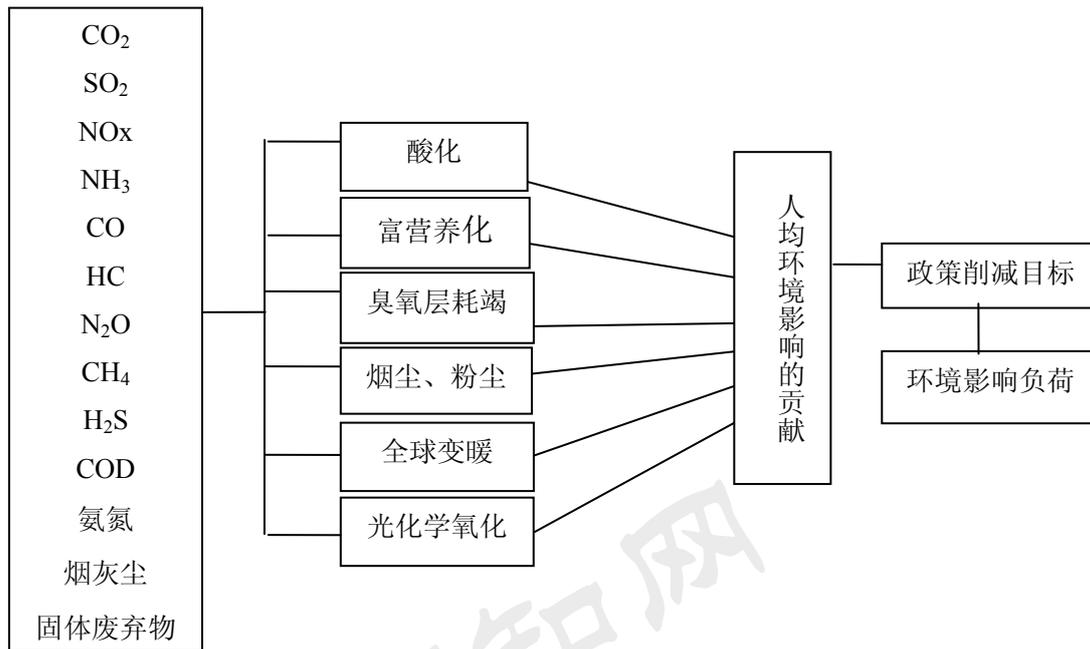


图 3-5 废塑料 LCA 环境影响评价 AGP 模型
Fig. 3-5 AGP model of waste plastic LCA environmental impact assessment

参照生命周期影响评价方法，废塑料资源化过程中的生命周期影响评价方法，是将废塑料资源化过程中清单分析结果划分到“全球变暖（Global warming）”、“酸化（Acidification）”、“臭氧耗竭（Ozone layer depletion）”、“光化学氧化（Photochemical pollution）”、“富营养化（Eutrophication）”和“烟尘、粉尘（Soot & dust）”六个环境影响类型，见图 3-6。

在此基础上，需要对各种环境影响类型所包含的污染物进行特征化处理。特征化的目的就是要实现不同环境影响因子在一种影响类型内的合并，所以是LCIA阶段科学性、理论性的一个重要步骤。特征化的处理方式主要是通过对LCI结果进行计算，将LCI结果的单位进行统一。目前，被学术界认可的做法是采取当量系数（或当量因子）法^[92]。

当量系数法，其计算原理是利用已有的关于某类环境问题成因背后的物理、化学和生物学等方面的学术研究成果，以其中一种影响因子为基准，将其它影响因子对这一类环境问题的贡献转化成基准因子的作用倍数，以此来相对地量化衡量各种物质对此类环境问题的统一贡献。目前，全球变暖潜力、臭氧耗竭潜力的特征化模型在该领域的研究中较为一致，发展相对成熟；酸化、富营养化和光化学烟雾等影响特征化模拟的空间基础是区域性或局地性的，例如，西欧或北美地区的研究案例，这些模型对其他地区的有效性尚待研究，所以需要强调所采用参数的具体来源。

本文所采用的各类环境影响类型当量系数见表 3-4。其中，依据世界气象组织（WMO, 1999）气候变化报告^[93]获得了最新的全球变暖影响类型当量因子和臭氧耗竭影响类型当量因子。

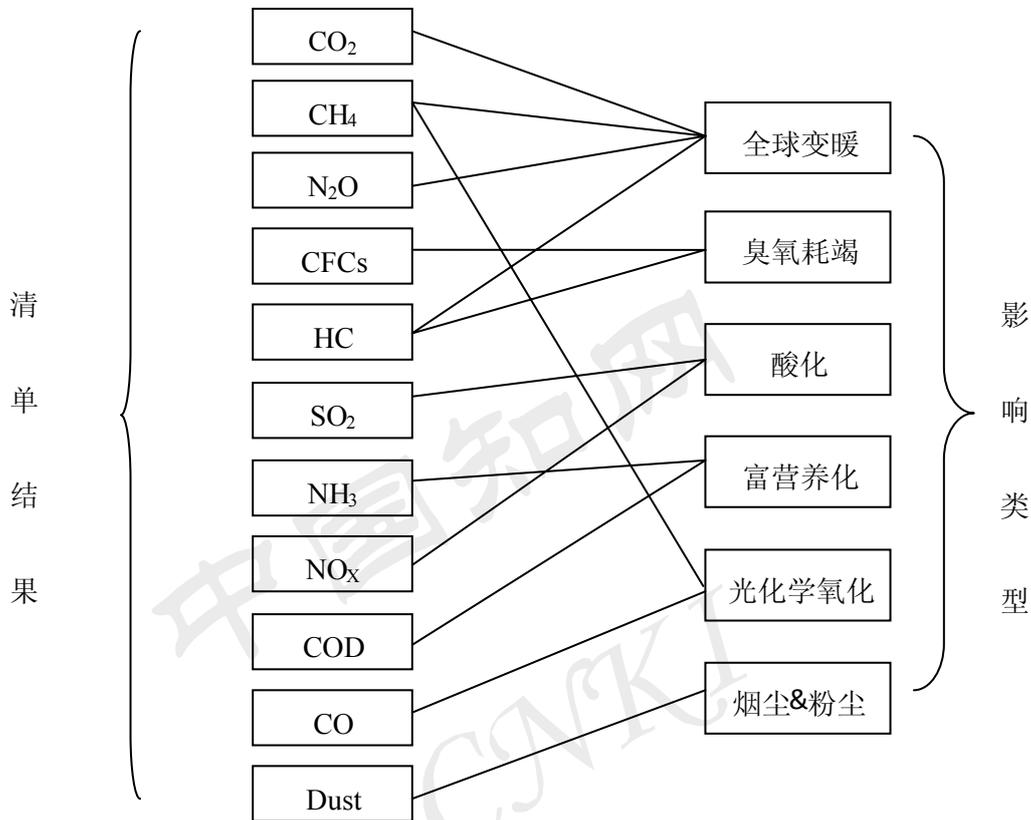


图 3-6 废塑料产品生产的环境影响类型
Fig. 3-6 Environmental impact types of production of plastics waste

关于酸化影响类型当量系数，目前还没有根据中国各地区生态系统特性的数值，本研究选用了欧洲平均值。根据Heijungs（1992）^[94]和Derwent（1996）^[95]的研究获得了富营养化影响类型的当量因子和光化学氧化影响类型的当量因子。

将 LCI 结果划分到各个影响类型，并通过当量系数计算环境影响类型影响潜值，公式表达如下：

$$IR(i) = \sum (M_j \times C_{i,j}) \quad (3-5)$$

式中：i——环境影响类型；

j——环境影响因子（或排放物质）；

IR(i)——类型 i 的影响潜值，单位为 kg.eq.；

M_j —— 排放物质 j 的清单分析结果，单位为 kg;

$C_{i,j}$ —— 排放物质 j 对影响类型 i 的当量系数，单位为 kg.eq./kg。

表 3-4 各类环境影响类型当量系数
Table 3-4 Environmental impact equivalent coefficient

环境影响类型	环境负荷项目	单位	当量系数
全球变暖	CO ₂	kgCO ₂ eq/kg	1
	CH ₄		23
	HC		1700
	N ₂ O		296
臭氧耗竭	HC	kgCFC-11eq/kg	0.034
酸化	SO ₂	kgSO ₂ eq/kg	1.2
	NO _x		0.5
富营养化	COD	kgPO ₄ ³⁻ eq/kg	0.022
	NO _x		0.13
光化学氧化	CO	kgC ₂ H ₄ eq/kg	0.027
	CH ₄		0.006
烟尘&粉尘	烟尘	kg	以排放量计

3.4.2 标准化基准值的确定

如果不对环境影响大小指定一个统一的比较基准，那么就无法比较不同种类环境影响类别之间的影响大小，标准化的目的就是要实现这种比较。

就区域性的环境影响类型而言，区域范围的标准化基准体系有助于更准确地评价特定区域对所选影响类型的敏感程度，有助于识别可能对该区域造成重大影响的过程或个别影响类型。

可以通过一系列基准值对影响类型参数结果进行标准化，本文确定的基准值包括：调查年度、中国环境各因子总影响潜力、人均当量等。数据的来源包括：中国统计年鉴、《IPCC国家温室气体清单编制指南 1996》^[96]、《第一次全国污染源普查工业源产排污系数手册》。相比中国科学院生态中心研究的模型（以 1990 年为基准），本文以 1995 年全国环境排放总量为基础数据更新了标准化基准^[97-101]数值，如表 3-5 所示。

表 3-5 1995 年中国标准人当量基准值
Table 3-5 The equivalent standard reference value in China for 1995

影响类型	基准单位	标准化基准值
全球变暖	kg(CO ₂ eq)/(capita.yr)	3.59×10 ³
臭氧耗竭	kg(CFC-11eq)/(capita.yr)	1.03×10 ⁻¹
酸化	kg(SO ₂ eq)/(capita.yr)	41.90
富营养化	kg(PO ₄ ³⁻ eq)/(capita.yr)	8.35
光化学氧化	kg(C ₂ H ₄ eq)/(capita.yr)	6.05
烟尘&粉尘	kg(Dust)/(capita.yr)	29.00

通过公式 (3-6) 可计算环境影响类型 i 的总影响潜力:

$$N(i)_{CN-1995} = \sum_j (M_{j, ref} \times C_{i,j}) \quad (3-6)$$

式中, $N(i)_{CN-1995}$ ——以 1995 年为基准, 环境影响类型 i 的总影响潜值, 单位为 kg.eq./yr;

M_j ——某年污染物 j 的总排放量, 单位为 kg/yr;

$C_{i,j}$ ——污染物 j 对 i 类环境影响的转换当量因子, 单位为 kg.eq./kg。

采用(3-7)可计算环境影响类型 i 的标准人当量基准值:

$$N(i)_{CN/cap-1995} = N(i)_{CN-1995} / pop_{1995} \quad (3-7)$$

式中, $N(i)_{CN/cap-1995}$ ——以 1995 年为基准, 环境影响类型 i 标准人当量基准值, 单位为 kg.eq/(capita.yr);

pop_{1995} ——1995 年的全国总人口。

通过公式 (3-8) 可计算环境影响类型 i 标准化后的值:

$$NIR(i)_{CN-1995} = IR(i) / N(i)_{CN/cap-1995} \quad (3-8)$$

式中, $N(i)_{CN/cap-1995}$ ——以 1995 年为基准, 环境影响类型 i 标准人当量基准值, 单位为 kg.eq/(capita.yr);

$IR(i)$ ——环境影响类型 i 的影响潜值, 单位为 kg.eq.;

$NIR(i)_{CN-1995}$ ——环境影响类型 i 标准化后影响潜值, 无量纲。

3.4.3 环境负荷权重因子的确定

生命周期影响评价中常用的加权方法包括“货币法、社会专家法和目标距离法”三大类。对于发展中国家，国家法律法规和政策充分体现了各行业的发展规划和目标，是公众意见的集中体现，“目标距离”法通常以政策观点为定权^[65]依据来实现。本文所采用的生命周期中间类型影响评价方法就基于该原理，具体如下：

$$EP(i) = \sum (M_j \times C_{i,j}) \quad (3-9)$$

$$WF(i) = \frac{EP(i)(\text{基准水平})}{EP(i)(\text{目标水平})} \quad (3-10)$$

$$INDEX = \sum [NIR(i) \times WF(i)] \quad (3-11)$$

式中， $EP(i)$ ——特定区域对 i 的影响水平，单位为 $\text{kg}\cdot\text{eq}/\text{yr}$ ；

M_j ——某年污染物 j 的总排放量，单位为 kg/yr ；

$C_{i,j}$ ——污染物 j 对 i 类环境影响类型的转换当量因子，单位为 $\text{kg}\cdot\text{eq}/\text{kg}$ ；

$WF(i)$ ——环境影响类型 i 的权重因子；

$INDEX$ ——所研究产品系统的环境影响负荷。

根据 2005 年相对于 1995 年的总量控制目标，确定的权重因子如表 3-6 所示。

表 3-6 环境负荷权重因子

Table 3-6 Environmental load weighting factor

环境影响类型	权重因子
全球变暖	0.74
臭氧耗竭	3.74
酸化	1.32
富营养化	1.28
光化学氧化	1.18
烟尘&粉尘	1.77

由表 3-6 可以看出，酸化、富营养化、光化学氧化以及烟尘&粉尘排放的权重值都大于 1，这是因为“十五”规划环境保护的总体目标是到 2005 年区域性环境污染状况有所减轻。中国全球变暖权重值小于 1，这与《联合国气候变化框架公约》和《京都议定书》对发展中国家温室气体排放的控制要求，即并未对发展中国家提出具体的削减要求相一致。另外，在这个中国政策目标距离权重体系中，臭氧耗竭的主导地位没有改变。与中科院生态中心杨建新提出的模型相比，以 2005 年

全国政策规划为基础数据建立权重因子，数据得到了更新。

3.5 本章小结

(1) 本章确定了废塑料资源化技术的生命周期分析包括“定义 LCA 分析目标与划定分析范围、对物质和能量输入输出清单进行分析、对各环境影响类型进行评价和结果解释”在内的四个步骤，其中，环境影响评价阶段又细分为“影响类型分类、特征化、归一化、加权”等步骤；

(2) 采用不确定性分析方法（包括变异系数的计算和蒙特卡洛模拟）和 simapro7 软件计算，对所使用的数据进行了质量检查，保证了废塑料资源化技术生命周期解释的科学性与可靠性；

(3) 研究确定了废塑料资源化生命周期评价模型的各项参数，包括：废塑料资源化的环境影响因子的特征化；以 1995 年全国环境排放总量为基础数据确定了废塑料资源化生命周期评价标准化基准值；采取政策“目标距离”法确定了标准化环境影响潜值的权重因子等。在此基础上，构建了可定量分析废塑料资源化过程中对环境潜在影响的生命周期评价方法。

第 4 章 废塑料典型资源化技术的使用寿命评价

4.1 引言

由废塑料资源化技术的评价研究结果可知，每种废塑料的资源化技术的优先性的排序不尽相同。其中“直接再生”技术是废聚乙烯、废聚丙烯及废聚氯乙烯推荐的最优资源化技术。然而，即便是“直接再生”技术的生产环节也会涉及对环境的污染问题，其它资源化技术实施过程中也会对环境产生不同的潜在影响。本章拟通过生命周期评价方法研究废塑料典型资源化技术对环境的潜在影响，并研究每种技术的污染控制的关键环节。本章选取废聚丙烯塑料的“直接再生”技术、废聚乙烯的催化裂解和氢化裂解技术、废聚苯乙烯的共焦化、废聚氯乙烯的 RDF 燃烧、“高温焚烧”和“真空裂解”技术作为生命周期评价的对象，研究以上资源化技术对环境的潜在影响程度和资源化过程中污染控制环节。

4.2 废塑料“直接再生”技术的使用寿命评价

4.2.1 废聚丙烯“直接再生”生命周期评价范围的确定

4.2.1.1 废聚丙烯“直接再生”的工艺流程

废聚丙烯“直接再生”的原理是将废聚丙烯经破碎送入熔融装置，在其熔化温度内被熔化，再经挤压切粒，获得二次母粒。目前，废聚丙烯再生造粒主要有两种工艺：湿法造粒工艺和干法造粒工艺，其中，干法造粒工艺流程如图 4-1 所示。

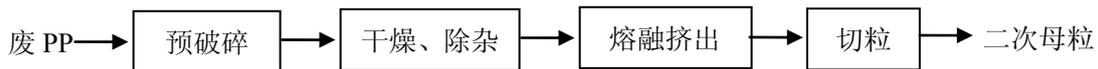


图 4-1 废聚丙烯干法造粒工艺

Fig. 4-1 Dry granulation process of polypropylene waste

废聚丙烯加入料斗后，在螺杆旋转挤压作用和推力作用下压实熔融并通过机头挤出成条形或带形，再由造粒设备切成颗粒，经振动筛的筛选获得所需粒径的塑料颗粒。废旧聚丙烯干法造粒设备一般包括破碎机械，干燥机械，挤出机械和切粒机械四部分。

(1) 破碎 破碎设备通常有动刀和定刀两个切割装置，高速转动的是动刀。料块从料口加入后由于重力和推动力到达转子与室壁之间，在动刀和定刀间隙处被切割、撞击成小块，当小块的直径比筛板筛孔小时，则通过排料口排出，反之，若大于筛孔则被动刀阻拦继续撞击切割，直到废料全部被破碎成一定尺寸的小块。

(2) 干燥除杂工艺 包括旋转式干燥机械和振动流化床干燥机械在内的干燥

设备，其基本工作原理都是用蒸汽加热或电加热产生的热风来干燥粒料。干燥设备包括进风、加热、给料、干燥分离及收集五部分。干法造粒的核心工艺是杂质分离阶段，首先，用热风干燥法干燥两次，其次使用磁铁去除粒料中的铁屑等金属杂质。对于土砂等杂质，细颗粒尺度的杂质跟随干燥工艺中的水蒸汽排出到大气之中，大颗粒尺度的杂质则在振动筛与筛选作用下分选分离，得到熔融造粒所需要的再加工进料。

(3) 挤出工艺 挤出工艺阶段的加热温度是干法造粒工艺中最重要的参数。聚丙烯分子链中键能较弱的分子键随温度的升高而发生断裂，释放出小分子物质，如可燃气体、 CO_2 、 H_2O 及烟雾等。聚丙烯 250 摄氏度以上开始分解并在 370°C 时速度加快，最终可达到 94% 的失重率。

目前最常见的大型挤出机有四种类型，分别是：1) “同向双螺杆-单螺杆-齿轮泵”组合设备；2) “同向双螺杆-齿轮泵”组合设备；3) 同向双螺杆设备；4) “同向双螺杆-单螺杆”组合设备。挤出工艺阶段的加热温度是干法造粒工艺中重要的参数，因为聚丙烯分子链中键能较弱的分子键会随温度的升高而发生断裂，释放出小分子物质（例如，可燃气体、 CO_2 、 H_2O 及烟雾等）。所以，控制适当的加热温度能够调整出料率与出料质量。

(4) 切粒工艺 切粒机械是废塑料挤出造粒的关键部件之一，其形式多种多样，主要有热切和冷切两种形式。所谓热切是指物料从机头模孔中挤出后，在熔融或半熔融状态下进行切粒的方法；而冷切是指物料从机头模孔中挤出后牵引拉成条状，进入水槽中冷却后进行切粒的方法。其中热切法又可分风冷热切、水下热切和干切三种；冷切法又可分挤条和挤片切粒。产品图片如图 4-2 所示。



图 4-2 PP 废塑料的切粒产品图片
Fig. 4-2 Particle products from PP waste

4.2.1.2 废聚丙烯“直接再生”研究范围

废旧聚丙烯的含水含泥沙量较大，通常含水量为 40~50%、含沙量为 25~35%，PP 含量仅为 20~25%。本文选取 1t 废聚丙烯塑料为功能单位，对“直接再生”过程

的能耗、环境排放都以 1t 废聚丙烯当量折算，研究范围不包括废聚丙烯的回收、运输过程。系统边界如图 4-3 所示。

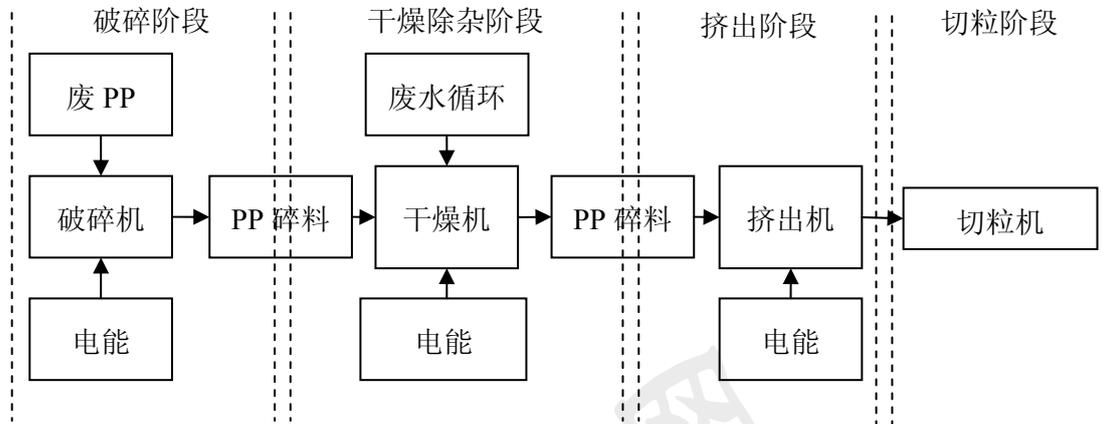


图 4-3 PP 直接再生工艺系统边界

Fig. 4-3 LCA system boundary of PP direct regeneration process

4.2.2 废聚丙烯“直接再生”过程生命周期清单分析

4.2.2.1 废聚丙烯“直接再生”过程各工段能耗情况

废聚丙烯“直接再生”过程各阶段能耗以文献^[94-98]提供的实际资源化工程数据为基础进行评估：

(1) 破碎阶段 破碎机按处理 500 kg/h 废 PP 塑料计算，处理 1t 废 PP 塑料采用 15 kW 的破碎机需耗能 30 kWh。

(2) 干燥除杂阶段 该部分主要由干燥机、旋风除尘器、布袋除尘器三类设备组成。其中，干燥机可选用功率 6.5 kW。按每小时处理 100kg 废塑料计算，处理 1t 废 PP 塑料需 10 小时，需要耗电能 65 kWh。

旋风除尘器可选用电机功率为 3.9 kW 旋风除尘器，布袋除尘器可选用电机功率为 3.48 kW 布袋除尘器。按干燥机 10 小时的运作时间计算，共需耗能 73.8 kWh。

(3) 挤出阶段 可选用平行双螺杆挤出机组，功率为 160 kW（包括主机 110 kW、加热功率 50 kW），产量为 550 kg/h，按 1t 废 PP 塑料可产出二次母粒 237 kg 计算，需工作 0.43 小时，耗能为 68.945 kW。

(4) 切粒阶段 切粒机可选用电机功率为 5.5kW，最大产量为 500 kg/h 设备，按 1t 废 PP 塑料可产出二次母粒 237 kg 计算，需工作 0.47 小时，耗能为 2.607 kW。

4.2.2.2 废聚丙烯“直接再生”过程各工段环境排放清单

按照 1 kWh 电力的环境排放，建立再生消耗电力的环境排放清单^[94-98]，所得结果见表 4-1。

表 4-1 废 PP 直接再生消耗电力的环境排放清单 (kg)

Table 4-1 Environmental emissions list of power consumption for PP waste direct regeneration process (kg)

污染排放	名称	破碎阶段	干燥阶段	挤出阶段	切粒阶段
空气	N ₂ O	3.00×10 ⁻³	1.39×10 ⁻²	6.90×10 ⁻³	2.61×10 ⁻⁴
	SO ₂	3.48×10 ⁻¹	1.61	8.00×10 ⁻¹	3.02×10 ⁻²
	CO	3.90×10 ⁻³	1.80×10 ⁻²	8.96×10 ⁻³	3.39×10 ⁻⁴
	NO _x	1.54×10 ⁻¹	7.13×10 ⁻¹	3.54×10 ⁻¹	1.34×10 ⁻²
	CH ₄	1.27×10 ⁻¹	5.87×10 ⁻¹	2.92×10 ⁻¹	1.10×10 ⁻²
	CO ₂	3.74×10 ¹	1.73×10 ²	8.58×10 ¹	3.25
	HC	3.30×10 ⁻³	1.53×10 ⁻²	7.58×10 ⁻³	2.87×10 ⁻⁴
	烟尘	1.84×10 ⁻¹	8.52×10 ⁻¹	4.23×10 ⁻¹	1.60×10 ⁻²
水体	COD	9.30×10 ⁻³	4.30×10 ⁻²	2.14×10 ⁻²	8.08×10 ⁻⁴
	SS	9.60×10 ⁻³	4.44×10 ⁻²	2.21×10 ⁻²	8.34×10 ⁻⁴
土壤	固废	5.48	2.53×10 ¹	1.26×10 ¹	4.76×10 ⁻¹

4.2.3 废聚丙烯“直接再生”过程的环境影响评价

废聚丙烯“直接再生”过程的环境影响评价包括：环境影响潜值计算和环境影响潜值标准化，并进行加权与合并。

4.2.3.1 环境影响潜值计算

废聚丙烯“直接再生”技术的环境影响潜值计算方法见第3章相关内容，计算结果如表4-2所示。

表 4-2 废聚丙烯“直接再生”环境影响类型的当量值

Table 4-2 Environmental impact equivalent value of PP waste for direct regeneration process

环境影响类型	环境负荷项目	单位	当量系数	破碎阶段	干燥阶段	挤出阶段	切粒阶段
全球变暖	CO ₂	kgCO ₂ eq/kg	1	3.74×10 ¹	1.73×10 ²	8.58×10 ¹	3.25
	CH ₄		23	2.92	1.35×10 ¹	6.71	2.54×10 ⁻¹
	HC		1700	5.61	2.60×10 ¹	1.29×10 ¹	4.88×10 ⁻¹
	N ₂ O		296	8.90×10 ⁻¹	4.11	2.04	7.72×10 ⁻²
	总计			46.77	216.377	107.48	4.06
臭氧耗竭	HC	kgCFC-11eq/kg	0.034	1.12×10 ⁻⁴	5.19×10 ⁻⁴	2.58×10 ⁻⁴	9.75×10 ⁻⁶
	总计			1.12×10 ⁻⁴	5.19×10 ⁻⁴	2.58×10 ⁻⁴	9.75×10 ⁻⁶

表 4-2 (续表)

环境影响类型	环境负荷项目	单位	当量系数	破碎阶段	干燥阶段	挤出阶段	切粒阶段
酸化	SO ₂	kgSO ₂ eq/kg	1.2	4.18×10 ⁻¹	1.93	9.60×10 ⁻¹	3.63×10 ⁻²
	NO _x		0.5	7.71×10 ⁻²	3.57×10 ⁻¹	1.77×10 ⁻¹	6.70×10 ⁻³
	总计			4.95×10 ⁻¹	2.29	1.14	4.30×10 ⁻²
富营养化	COD	kgPO ₄ ³⁻ eq/kg	0.022	2.05×10 ⁻⁴	9.47×10 ⁻⁴	4.70×10 ⁻⁴	1.78×10 ⁻⁵
	NO _x		0.13	2.00×10 ⁻²	9.27×10 ⁻²	4.61×10 ⁻²	1.74×10 ⁻³
	总计			2.03×10 ⁻²	9.37×10 ⁻²	4.65×10 ⁻²	1.76×10 ⁻³
光化学氧化	CO	kgC ₂ H ₄ eq/kg	0.027	1.05×10 ⁻⁴	4.87×10 ⁻⁴	2.42×10 ⁻⁴	9.15×10 ⁻⁶
	CH ₄		0.006	7.61×10 ⁻⁴	3.52×10 ⁻³	1.75×10 ⁻³	6.62×10 ⁻⁵
	总计			8.67×10 ⁻⁴	4.01×10 ⁻³	1.99×10 ⁻³	7.53×10 ⁻⁵
烟尘&粉尘	烟尘	kg	以排放量计	1.84×10 ⁻¹	8.52×10 ⁻¹	4.23×10 ⁻¹	1.60×10 ⁻²
	总计			1.84×10 ⁻¹	8.52×10 ⁻¹	4.23×10 ⁻¹	1.60×10 ⁻²

4.2.3.2 环境影响潜值标准化

对表 4-2 各环境影响类型的影响潜值进行标准化处理 (见公式(3-8)), 可以求得废聚丙烯塑料环境影响潜值标准化数值如表 4-3、图 4-4 和图 4-5 所示。

表 4-3 废聚丙烯“直接再生”环境影响类型的潜值标准化值

Table 4-3 Environmental impact potential standard results of PP waste for direct regeneration process

环境影响类型	基准值	标准化 基准单位	破碎 阶段	干燥 阶段	挤出 阶段	切粒 阶段	合计
全球变暖	3.59×10 ³	kg(CO ₂ eq)/capita.yr	1.30×10 ⁻²	6.03×10 ⁻²	2.99×10 ⁻²	1.13×10 ⁻³	1.04×10 ⁻¹
臭氧耗竭	1.03×10 ⁻¹	kg(CFC-11eq)/capita.yr	1.09×10 ⁻³	5.04×10 ⁻³	2.50×10 ⁻³	9.47×10 ⁻⁵	8.72×10 ⁻³
酸化	4.19×10 ¹	kg(SO ₂ eq)/capita.yr	1.18×10 ⁻²	5.46×10 ⁻²	2.71×10 ⁻²	1.03×10 ⁻³	9.45×10 ⁻²
富营养化	8.35	kg(PO ₄ ³⁻ eq)/capita.yr	2.43×10 ⁻³	1.12×10 ⁻²	5.57×10 ⁻³	2.11×10 ⁻⁴	1.94×10 ⁻²
光化学氧化	6.05	kg(C ₂ H ₄ eq)/capita.yr	1.43×10 ⁻⁴	6.63×10 ⁻⁴	3.29×10 ⁻⁴	1.24×10 ⁻⁵	1.15×10 ⁻³
烟尘&粉尘	2.90×10 ¹	kg(Dust)/capita.yr	6.35×10 ⁻³	2.94×10 ⁻²	1.46×10 ⁻²	5.52×10 ⁻⁴	5.09×10 ⁻²

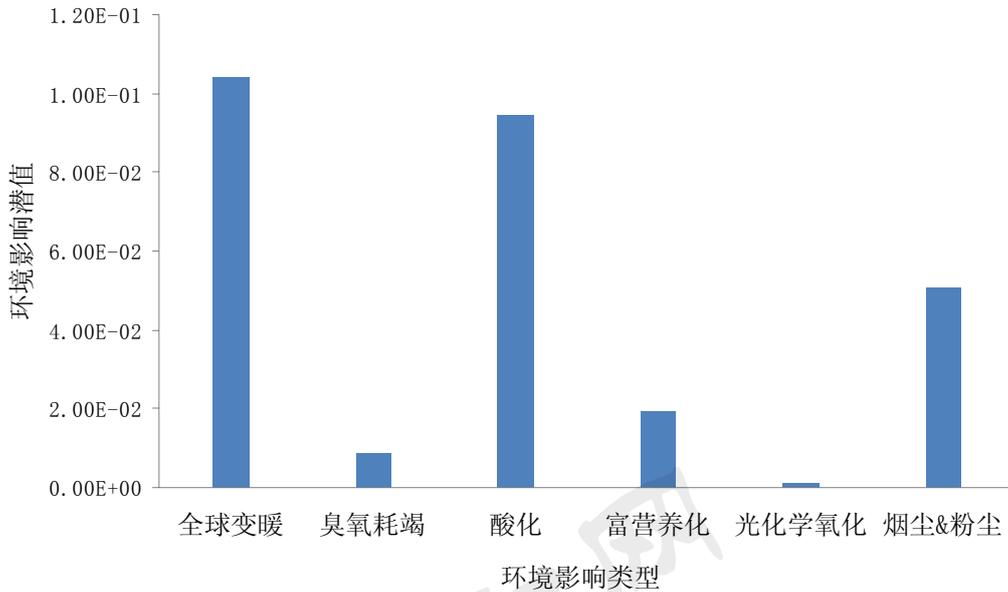


图 4-4 废聚丙烯“直接再生”各种环境影响类型的潜值标准化值

Fig.4-4 Environmental impact potential standard results of PP waste for direct regeneration process

4.2.3.3 加权与合并

废聚丙烯废塑料的“直接再生”技术包括破碎、干燥、挤出和切粒四个阶段。由生命周期分析得到各阶段标准化环境影响潜值，并将各阶段环境影响类型经加权计算得到各阶段总环境影响潜值（人当量），如表 4-4 和图 4-6 所示。

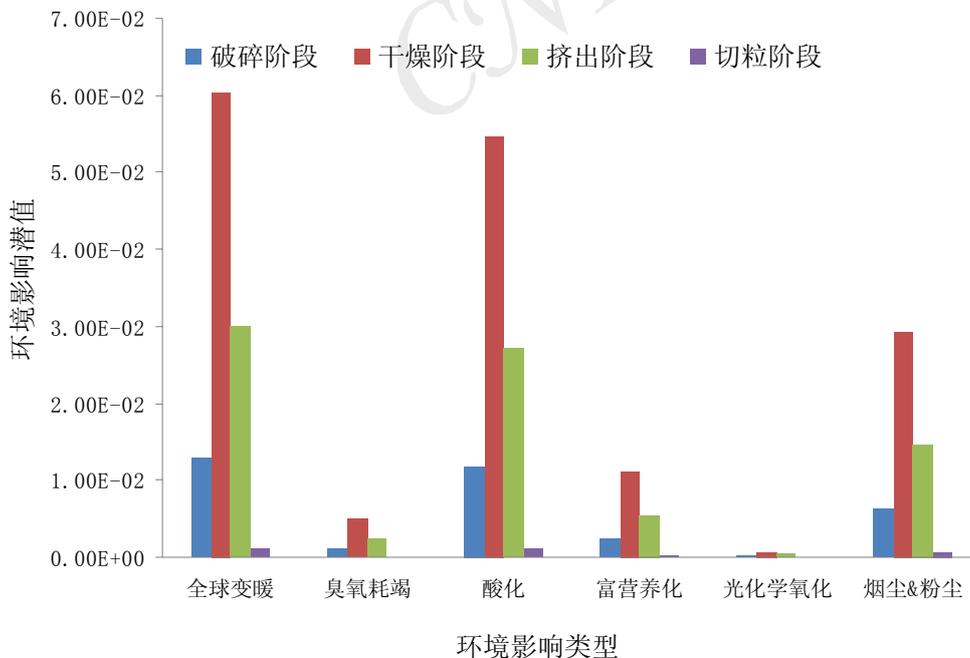


图 4-5 废聚丙烯“直接再生”各阶段各种环境影响类型的标准化潜值

Fig. 4-5 Environmental impact potential standard results of PP waste for direct regeneration process in four stages

表 4-4 废聚丙烯“直接再生”技术四阶段环境影响的加权结果
Table 4-4 Weighted results of four steps environmental impact of PP waste direct regeneration process

环境影响类型	破碎阶段	干燥阶段	挤出阶段	切粒阶段	合计
全球变暖	0.010	0.05	0.02	8.36×10^{-4}	0.08
臭氧耗竭	0.04×10^{-1}	0.02	0.01	3.54×10^{-4}	0.03
酸化	0.01	0.07	0.04	1.36×10^{-3}	0.13
富营养化	0.03×10^{-1}	0.14×10^{-1}	0.01	2.70×10^{-4}	0.03
光化学氧化	0.02×10^{-2}	0.01×10^{-1}	0.04×10^{-2}	1.46×10^{-5}	0.01×10^{-1}
烟尘&粉尘	0.01	0.05	0.03	9.77×10^{-4}	0.09
总计(人当量)	0.04	0.20	0.10	0.004	0.35

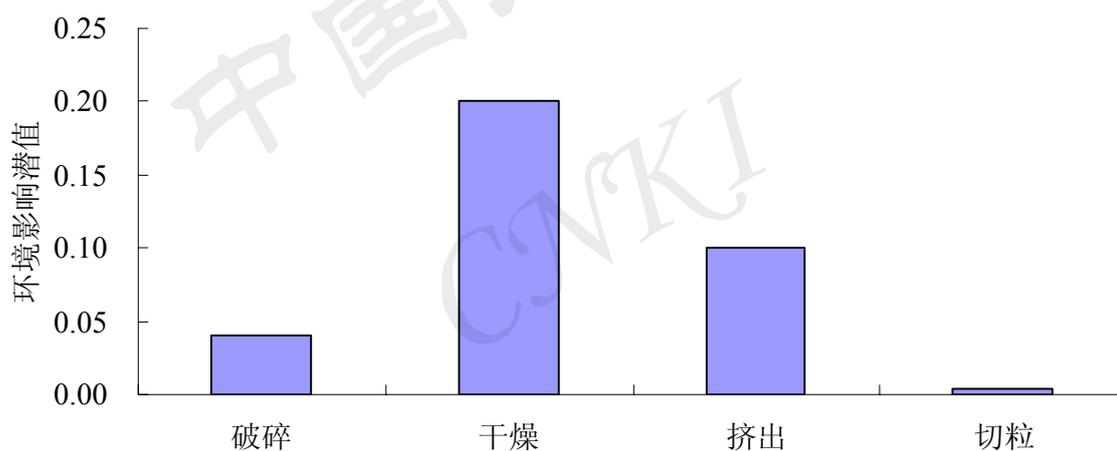


图 4-6 废聚丙烯“直接再生”技术四阶段环境影响加权后的总环境影响潜值
Fig. 4-6 Weighted results of four steps environmental impact of PP waste direct regeneration process

4.2.4 废聚丙烯“直接再生”技术污染控制重点环节

由表 4-4 可以看出，废聚丙烯“直接再生”过程总的环境影响潜值为 0.35（标准人当量）。废聚丙烯“直接再生”技术的环境影响类型按大小排序分别为：“酸化”>“烟尘&粉尘”>“全球变暖”>“臭氧耗竭”>“富营养化”>“光化学氧化”，分别占该技术总环境影响的 35.56%、25.68%、22.00%、9.30%、7.08%、0.39%，其中，主要环境影响类型为“酸化”、“烟尘&粉尘”、“全球变暖”，该三项环境影响共占总环境影响的 83.23%，因此，废聚丙烯“直接再生”技术的环境管理中应该重点考虑这三

类污染物控制对象。从环境影响在各工艺阶段的分布来看，“全球变暖”、“酸化”和“烟尘&粉尘”的污染因素主要来源于“干燥阶段”。

由图 4-6 可知，废聚丙烯“直接再生”技术的四个工艺阶段中，“干燥阶段”是环境影响最大的环节，其次为“挤出阶段”、“造粒阶段”，“切粒阶段”对环境影响很小，四个阶段的环境影响分别占废聚丙烯“直接再生”技术总环境影响的 57.7%、28.7%、12.5%、1.1%；其中，“干燥阶段”的环境影响分别是“挤出阶段”、“造粒阶段”，“切粒阶段”的 2 倍、4.6 倍、52.5 倍。因此，废聚丙烯“直接再生”技术的“干燥阶段”和“挤出阶段”是污染控制的重点环节，需要对这两个阶段加强技术改进和环境管理。

4.2.5 废塑料直接再生技术生命周期评价不确定性分析

4.2.5.1 废塑料直接再生技术清单数据不确定性分析

按照 3.3.4“废塑料资源化生命周期解释”中不确定性分析的方法，对废塑料直接再生技术清单数据进行不确定性分析，并根据第 3 章中的方法得出基本不确定度、附加不确定度和算法不确定度，最终得到总不确定度和清单数据的变异系数 CV，结果见图 4-7 所示，11 组数据（ N_2O ， SO_2 ， CO ， NO_x ， CH_4 ， CO_2 ， HC ，烟尘， COD ， SS 和固废）的不确定性最终结果分为两种，分别为 13.96%和 24.72%，所有数据的 CV 均小于 25%，清单数据质量符合预设标准。不确定性较低。因此该生命周期清单数据质量达标，可靠性较高。

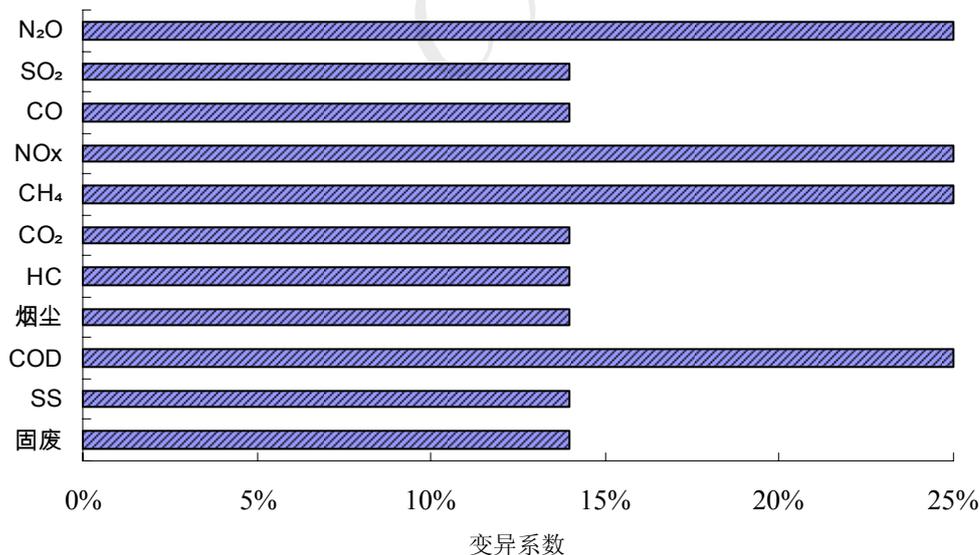


图 4-7 废塑料直接再生技术清单数据不确定性对比

Fig. 4-7 Comparisons of the PP waste direct regeneration process inventory data uncertainty

4.2.5.2 废塑料直接再生技术生命周期影响评价 (LCIA) 结果不确定性分析

将计算获得的 *SGSD* 和清单数据输入到 *Simapro 7* 软件中, 同时输入环境影响评价参数, 并对计算过程进行蒙特卡洛模拟, 由此可以得到废塑料直接再生技术 LCIA 结果的特征化不确定度、标准化不确定度和权重不确定度。结果见表 4-5。LCIA 结果的不确定度由其 LCIA 的变异系数和 95%置信区间的上下限值表示。

表 4-5 废塑料直接再生技术的 LCIA 结果不确定性

Table 4-5 The LCIA uncertainties of the PP waste direct regeneration process

LCIA 结果	环境影响评价	CV	上下限值
特征化	全球变暖	6.93%	(-8.4%, +15.66%)
	臭氧耗竭	7.41%	(-8.81%, +17.02%)
	酸化	7.18%	(-9.75%, +18.31%)
	富营养化	6.25%	(-9.34%, +14.08%)
	光化学氧化	6.07%	(-9.1%, +15.21%)
	烟尘&粉尘	6.76%	(-10.46%, +14.54%)
标准化	全球变暖	6.93%	(-7.14%, +17.02%)
	臭氧耗竭	7.41%	(-7.86%, +17.52%)
	酸化	7.18%	(-9.1%, +16.5%)
	富营养化	6.25%	(-8.02%, +15.83%)
	光化学氧化	6.07%	(-10.22%, +14.21%)
	烟尘&粉尘	6.76%	(-8.14%, +15.66%)
权重	全球变暖	6.93%	(-9.34%, +14.21%)
	臭氧耗竭	7.41%	(-9.1%, +16.61%)
	酸化	7.18%	(-10.33%, +16.32%)
	富营养化	6.25%	(-9.63%, +14.74%)
	光化学氧化	6.07%	(-8.14%, +14.21%)
	烟尘&粉尘	6.76%	(-7.86%, +17.31%)

注: 上下限值取 95%置信区间。

由表 4-5 可以看出, 废塑料直接再生技术环境影响种类: 全球变暖、臭氧耗竭、酸化、富营养化、光化学氧化、烟尘&粉尘, 其结果的 95%置信区间的上下限值在中位数附近 10%左右浮动, 不确定性较小。且三个计算步骤(特征化、标准化和权重)的不确定性基本一致, 没有较大的波动, 计算结果稳定。因此 LCIA 结果具有较大的可靠性。

4.3 废塑料裂解技术的生命周期分析

废塑料的“化学方式”再利用是资源化的重要方向之一, 其中, 废塑料“产油”又是“化学方式”再利用的重要途径之一。本章选取了以“催化裂解”、“氢化裂解”为代表的两种典型的废塑料“裂解”资源化技术为研究对象, 以废聚乙烯为例(其产油应用潜力较大), 利用生命周期分析方法分析废塑料“催化裂解”、“氢化裂解”资

源化技术对环境的潜在影响程度,并进一步比较两种“裂解”方式环境影响因子的差异。

4.3.1 废塑料两种裂解技术生命周期分析的范围确定

4.3.1.1 废塑料两种裂解技术工艺过程

废塑料回收裂解成为燃料油的方法主要有催化热裂解、催化热解-催化改质、热裂解-催化改质、热裂解以及氢化裂解这几种工艺。

催化裂解中较为成熟的两种工艺分别是“催化热解-催化改质”与“热解-催化改质”。其第二段“催化改质”都是旨在提高油品质量,主要区别在第一阶段,使得两者工艺各有优缺点。“热解-催化改质法”将废塑料的热解放在前面,热解后催化,优点是催化剂用量少且再生性好。“催化热解-催化改质”的热裂解段使用催化剂主要目的是降低温度和减少时间。

对于“氢化裂解”技术,“加氢”是其技术的主要特点,在裂解过程中及时补充氢使裂解产物向烷烃结构改变,同时气流对物料也有搅拌的作用。用这种技术生产的燃料油不含硫磺,杂质也极少,能耗也较低。

本研究选取了催化裂解产油技术、氢化裂解产油技术作为研究对象,其原因有:

①这两种方法均有成熟的产业化应用。如德国的 Veba 法就是氢化裂解的技术应用, Kurata 法与催化裂解则是催化热解-催化改质,并均有大规模的工业应用。在我国由于采取催化裂解企业比较多,故考虑我国国情,主要分析催化裂解产油的环境影响。

②这两种方法在生产工艺上较其他方法有一定优势,如催化热解-催化改质相对热裂解、催化热裂解、热裂解-催化改质能耗低,油品品质更高,裂解时间少,裂解温度低。氢化裂解法则直接反应在有较低能耗、较高的油品方面。

③相对其他方法而言,这两种方法对环境的负荷更小。如催化裂解,裂解过程可以避免了对大气和水的二次污染。具体表现在:对大气环境方面,裂解循环回收废气进入再生器内,燃烧的废气通过保持设备温度的平衡状态达到连续生产的效果,无废气排出则避免了大气二次污染;对水环境方面,此工艺不需要水洗过程,减少了用水量,避免了水环境二次污染。

④使用的原料广泛,除了废聚乙烯,各种废塑料,废油均可作为原料,应用范围广。

催化裂解工艺原理:废塑料的预处理过程是用打土机分离出石块、金属和土。此后废塑料由双螺杆加料机出料进入流化床设备中,在流化床中加入固定比例的裂解催化剂并与废塑料充分混合,以一定转速在搅拌机内搅拌,废塑料充分的裂解,随后产生的碳黑、土和催化剂进入再生器中。催化剂经过再生回到反应器中。

裂解气进入旋风分离器，轻组分相继进入催化改质反应塔，进行催化改质。改质后的气体可得到柴油、重油、汽油等产品。工艺流程如图 4-8 所示。

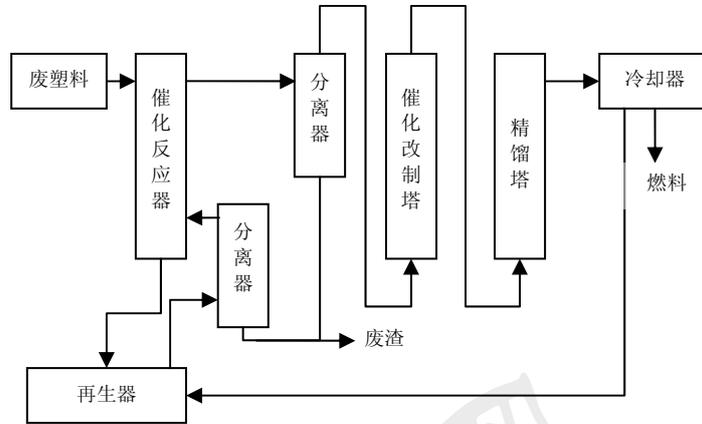


图 4-8 废聚乙烯催化裂解工艺流程图

Fig. 4-8 The flow diagram of catalytic cracking process for PE waste

氢化裂解法工艺原理：将聚乙烯（PE）废塑料碎片与催化剂置入氢反应炉内，加以特定温度和压力，废塑料裂解过程中补充了氢气，使得大分子更多地转换成了小分子化合物。经此工艺处理后，废塑料产油率增加，聚乙烯瓶的产油率可达到 85%以上。工艺如图 4-9。

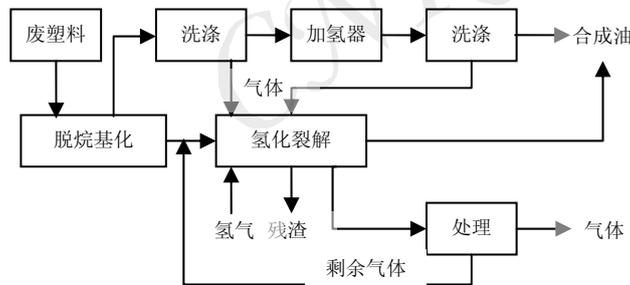


图 4-9 废聚乙烯氢化裂解法工艺流程图

Fig. 4-9 The flow diagram of hydrocracking process for PE waste

4.3.1.2 废聚乙烯裂解技术的研究范围

废聚乙烯塑料资源化技术的生命周期分析的范围确定为：

(1) 功能单位确定

本研究选取 1t 废聚乙烯为功能单位，对所有工艺过程的能耗、环境排放都以 1t 废聚乙烯当量折算。

(2) 系统边界设定

研究对象分别是催化裂解产油技术和氢化裂解法产油技术，两种技术的区别主要在于裂解阶段，所以将废聚乙烯入场设定为生命周期的起点，终点设定为三

废以及初级产物生成阶段，具体流程如图 4-10 和 4-11 所示。

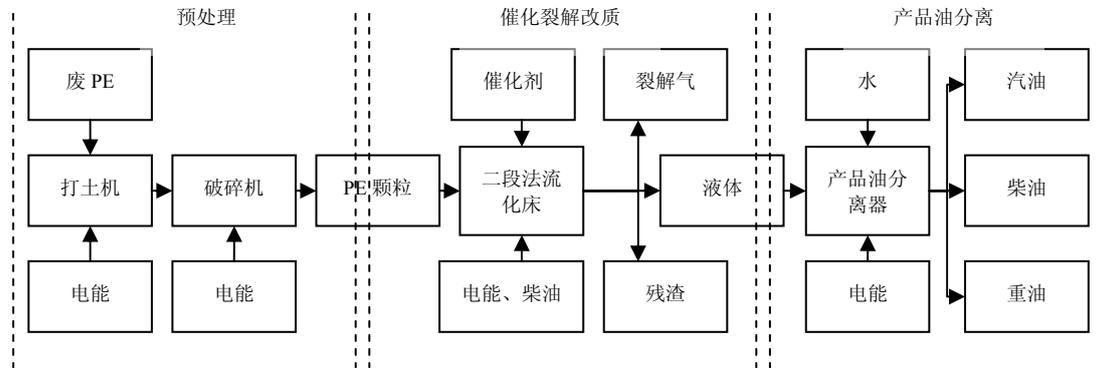


图 4-10 废聚乙烯催化裂解产油技术系统边界图

Fig. 4-10 LCA system boundary of PE catalytic cracking process for PE waste

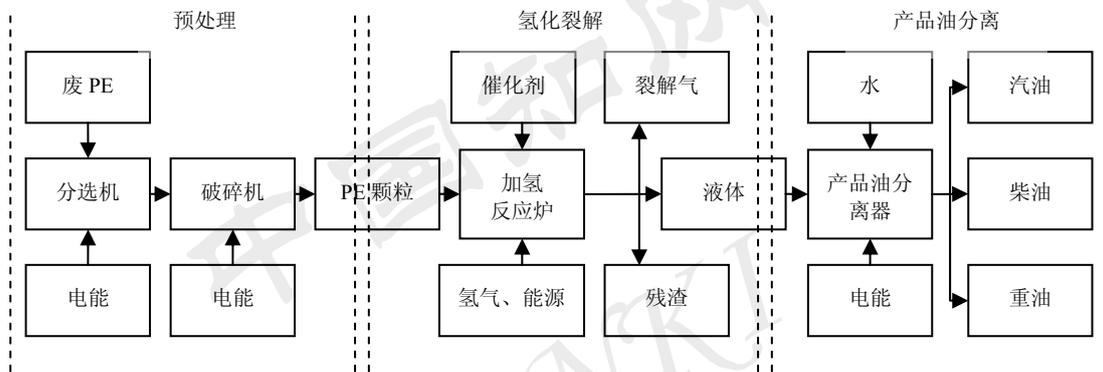


图 4-11 废聚乙烯氢化裂解系统边界图

Fig. 4-11 LCA system boundary of PE hydrocracking process for PE waste

4.3.2 废聚乙烯裂解过程生命周期清单分析

废聚乙烯裂解过程生命周期清单分析以文献^[94-99]提供的实际资源化工程数据为基础进行评估。

4.3.2.1 废聚乙烯催化裂解产油技术环境排放清单

(1) 废聚乙烯催化裂解产油技术预处理过程

预处理过程：废聚乙烯预处理包括分选和破碎 2 个步骤。其中，分选过程使用处理率为 1.5 t/h 的打土机，总功率 4.75 kW，则 1t 废聚乙烯塑料耗时 40min，耗电 3.17 kWh。破碎过程使用 400 kg/h 破碎机，其比能耗为 0.03 kW/(h·kg)，1t 废聚乙烯塑料需要 2.5 小时，消耗 75 kWh 电能。按照能源统计年鉴及产排污系数^[99]测算 1 kWh 电力的环境排放清单，可以得到 1t 废聚乙烯预处理过程环境排放清单如表 4-6 所示。

(2) 废聚乙烯催化裂解产油技术过程

催化裂解产油阶段物能清单如表 4-7 所示。能源过程的计算过程：配套满负荷功率 55.8 kW，该厂日处理 14.3 t 废聚乙烯塑料，处理 1 t 废聚乙烯耗时 1.68 h、耗

电 $55.8 \times 1.68 = 93.08$ kWh。根据预处理过程中 1 kWh 电能的环境排放清单，得到 93.08 kWh 电耗环境排放清单如表 4-8 所示。

表 4-6 1t 废聚乙烯预处理过程环境排放清单

Table 4-6 Environmental emissions list for 1t PE waste pretreatment process

环境排放	污染物	排放量 (g)
废气排放	N ₂ O	7.29
	SO ₂	853.56
	CO	9.40
	NO _x	371.57
	CH ₄	305.79
	CO ₂	9.00×10^4
	HC	7.95
水体排放	烟尘	443.86
	COD	22.41
	SS	23.13
固废	固废	1.32×10^4

表 4-7 废聚乙烯催化裂解催化改质阶段物能清单

Table 4-7 Material and energy list of PE waste catalytic cracking reforming process

物流项目		数值
原料输入	废聚乙烯	960.00kg
能源输入	电能	93.08kWh
	柴油	103.00kg
产品输出	裂解气	67.30kg
	残渣	17.50kg
	液体	875.20kg

表 4-8 废聚乙烯催化裂解过程 93.08 kWh 电能环境排放清单

Table 4-8 Environmental emissions of PE waste catalytic cracking power consumption (93.08 kWh)

环境排放	污染物	排放量 (g)
废气排放	N ₂ O	9.31
	SO ₂	1.08×10^3
	CO	12.10
	NO _x	478.43
	CH ₄	393.73
	CO ₂	1.16×10^5

表 4-8 (续表)

环境排放	污染物	排放量 (g)
废气排放	HC	10.24
	烟尘	571.51
水体排放	COD	28.86
	SS	29.79
固废	固废	1.70×10^4

表 4-9 柴油排放特性 (g/kWh)

Table 4-9 Diesel emission characteristics (g/kWh)

特性	CO	HC	NO _x	SO ₂	CO ₂
柴油	0.94	0.18	3.73	0.69	472.00

选择燃烧值为 3.3×10^7 J/kg 的柴油, 则 103 kg 柴油消耗转换成能量消耗为 944.2 kWh^[44]。根据柴油的排放特性, 可计算出排放清单如表 4-10 所示。

表 4-10 消耗柴油排放清单

Table 4-10 Emission list of diesel consumption

污染物	CO	HC	NO _x	SO ₂	CO ₂
排放量 (g)	887.55	169.96	3521.87	651.50	4.46×10^5

由以上数据, 可以得到以废聚乙烯塑料催化裂解产油过程中环境排放清单, 如表 4-11 所示。

表 4-11 废 PE 催化裂解催化改质过程环境排放清单

Table 4-11 Environmental emissions list of PE waste catalytic cracking

环境排放	污染物	排放量 (g)
废气排放	N ₂ O	9.31
	SO ₂	1.73×10^3
	CO	8.99×10^2
	NO _x	3.92×10^3
	CH ₄	393.73
	CO ₂	5.62×10^5
	HC	10.24
	烟尘	571.51
水体排放	COD	28.86
	SS	29.79
固废	固废	1.70×10^4

(3) 废聚乙烯催化裂解产油技术产品油分离过程

该过程是通过油分离器实现混合油品分离成为几种产品油，包括汽油、柴油和重油等，分离过程中涉及到水与电能的消耗，清单如表 4-12 所示。

表 4-12 废聚乙烯催化裂解产品油分离阶段物耗能耗清单

Table 4-12 Power consumption for products oil separation of PE waste catalytic cracking reforming process

项目	类别	数值	单位
物耗	水	0.23	吨
能耗	电能	25.20	千瓦时
产品油	汽油	0.26	吨
	柴油	0.52	吨
	重油	0.10	吨

废聚乙烯经催化裂解技术可得到收率为 91.17%的液体，具体产物见表 4-13。

表 4-13 废聚乙烯催化裂解产品成份

Table 4-13 Product ingredients from PE waste catalytic cracking reforming process

物料	裂解气收率 (%)	残渣收率 (%)	液体收率 (%)	液体成分收率 (%)		
				汽油馏分	柴油馏分	重油馏分
废聚乙烯	7.01	1.82	91.17	26.58	53.86	10.73

分离系统设备配套满负荷使用功率 15kW，一天耗水 3.33 吨，该厂日处理 14.3t 废聚乙烯，处理 1t 废聚乙烯耗时 1.68h、耗电 $15 \times 1.68 = 25.2\text{kWh}$ ，耗水 0.23t（由于此处耗水为工艺冷却水，不产生污染物，所以不计入环境排放清单），由此可计算出该阶段的环境排放清单如表 4-14 所示。

表 4-14 废聚乙烯催化裂解产品油分离环境排放清单

Table 4-14 Environmental emissions list for products oil separation of PE waste catalytic cracking reforming process

环境排放	污染物	排放量 (g)
废气排放	N ₂ O	2.52
	SO ₂	292.32
	CO	3.28
	NO _x	129.53
	CH ₄	106.60
	CO ₂	3.13×10^4

表 4-14 (续表)

环境排放	污染物	排放量 (g)
废气排放	HC	2.77
	烟尘	154.73
水体排放	COD	7.81
	SS	8.06
固废	固废	4.60×10^3

(4) 废聚乙烯催化裂解产油技术环境排放清单

催化裂解产油技术处理 1t 废聚乙烯全过程 (原料预处理、催化热解和催化改质) 物能清单, 如表 4-15 所示。

表 4-15 催化裂解产油技术处理 1t 废聚乙烯物能清单

Table 4-15 Material and energy list for disposal 1t PE waste by catalytic cracking process

工序	物耗 (t)	能耗 (10^3 KJ)
原料预处理	废塑料 1.0	260.00
催化热解与催化改质	废 PE 0.96, 0 号柴油 0.103, 催化剂少量且可循环使用	3734.00
合计	—	4084.72

催化裂解产油技术处理 1t 废 PE 全过程环境排放清单 (包括废气排放、水体排放和固体废弃物排放), 如表 4-16 所示。

表 4-16 催化裂解产油技术处理 1t 废聚乙烯环境排放清单

Table 4-16 Environmental emissions list for disposal 1t PE waste by catalytic cracking process

工序	预处理	催化改质	油分离	合计	
废气排放 (g)	N ₂ O	7.29	9.31	2.52	19.12
	SO ₂	838.60	1731.00	292.30	2861.88
	CO	9.40	899.00	3.27	912.30
	NO _x	371.57	3915.6	129.52	4416.698
	CH ₄	305.79	393.73	106.60	806.12
	CO ₂	9.00×10^4	5.61×10^5	3.14×10^4	6.83×10^5
水体排放 (g)	HC	7.95	10.24	2.772	20.96
	COD	22.41	28.85	7.812	59.07
	SS	23.13	29.79	8.064	60.98
固废 (g)	13.19×10^3	16.99×10^3	4.60×10^3	3.48×10^4	

4.3.2.2 废聚乙烯氢化裂解产油技术环境排放清单

采用与“4.3.2.1”相似的数据获取途径^[44,94-99]及分析方法，可以得到氢化裂解法处理 1t 废聚乙烯的物耗能耗清单，具体工艺包括：原料预处理、氢化裂解和产品油回收，如表 4-17 所示。

表 4-17 氢化裂解法处理 1t 废聚乙烯的物耗能耗清单

Table 4-17 Material and energy list for disposal 1t PE waste by hydrocracking process

工序	物耗 (吨)	能耗 (10 ³ KJ)
原料预处理	废塑料 1.0 柴油 0.02	480.00
氢化裂解	氢 0.005 氧化钙 0.001 蒸汽 0.009	3003.00
产品油回收	水 0.23	75.60
合计	-	3558.60

氢化裂解法处理 1t 废聚乙烯的环境排放清单 (包括废气排放和固体废弃物排放)，如表 4-18 所示。

表 4-18 氢化裂解法处理 1t 废聚乙烯的环境排放清单

Table 4-18 Environmental emissions for disposal 1t PE waste by hydrocracking process

工序		预处理	氢化裂解	油分离	合计
废气排放 (g)	CO ₂	179.91	809.00	31.40	1101.31
	SO ₂	1.00	-	0.29	1.29
	NO _x	1.07	20.00	0.13	21.20
	CO	0.18	250.00	0.03×10 ⁻¹	250.19
	HC	0.04	1130.00	0.02	1130.06
	TSP	0.46	320.00	0.16	320.62
固废 (g)		13.69	240.00	4.60	258.29

4.3.3 废聚乙烯“裂解”过程的环境影响评价

废聚乙烯的“催化裂解”和“氢化裂解”过程的环境影响评价分别需要进行环境影响潜值计算和环境影响潜值标准化，并分别进行加权与合并，以获得两种技术对环境的潜在影响。

4.3.3.1 环境影响潜值计算

废聚乙烯“催化裂解”资源化技术的环境影响潜值计算见第 3 章相关内容，计算结果如表 4-19 所示，具体涉及的环境影响类型包括：全球变暖、臭氧耗竭、酸化、富营养化、光化学氧化、烟尘和粉尘。

表 4-19 废聚乙烯催化裂解环境影响潜值

Table 4-19 Environmental impact potentials of catalytic cracking process for waste PE

环境影响类型	环境影响潜值
全球变暖	762.41kg CO ₂ eq.
臭氧耗竭	0.02kg CFC-11eq.
酸化	7.41kg SO ₂ eq.
富营养化	0.74kg PO ₄ ³⁻ eq.
光化学氧化	0.03kg C ₂ H ₄ eq
烟尘&粉尘	2.05kg Dust

废聚乙烯“氢化裂解”资源化技术的环境影响潜值如表 4-20 所示，包括：全球变暖、臭氧耗竭、酸化、富营养化、光化学氧化、烟尘和粉尘。

表 4-20 废聚乙烯氢化裂解环境影响潜值

Table 4-20 Environmental impact potentials of hydrocracking process for waste PE

环境影响类型	环境影响潜值
全球变暖	977.60kg CO ₂ eq.
臭氧耗竭	0.02kg CFC-11eq.
酸化	5.48kg SO ₂ eq.
富营养化	0.86kg PO ₄ ³⁻ eq.
光化学氧化	0.79kg C ₂ H ₄ eq
烟尘&粉尘	6.67kg Dust

4.3.3.2 环境影响潜值的标准化

对表 4-19 各环境影响类型的影响潜值进行标准化处理，可以求得催化裂解环境影响潜值标准化数值如表 4-21 所示。

表 4-21 废聚乙烯催化裂解环境影响潜值标准化数值

Table 4-21 Standardized potential environmental impacts of catalytic cracking process for waste PE

环境影响类型	总影响潜力	人均当量 kg.eq/(capita.yr)	环境影响潜值 标准化数据
全球变暖	762.41kg CO ₂ eq.	3.59×10^3	0.29
臭氧耗竭	0.02kg CFC-11eq.	1.03×10^{-1}	0.06
酸化	7.41kg SO ₂ eq.	4.19×10^1	0.13
富营养化	0.74kg PO ₄ ³⁻ eq.	8.35	0.07
光化学氧化	0.03kg C ₂ H ₄ eq	6.05	0.04×10^{-1}
烟尘&粉尘	2.05kg Dust	2.90×10^1	0.04

对表 4-20 各环境影响类型的影响潜值进行标准化处理，可以求得氢化裂解环境影响潜值标准化数值如表 4-22 所示。

表 4-22 废聚乙烯氢化裂化环境影响潜值标准化数值

Table 4-22 Standardized potential environmental impacts of hydrocracking process for waste PE

环境影响类型	总影响潜力	人均当量 kg.eq/ (capita.yr)	环境影响潜值 标准化数据
全球变暖	977.60kg CO ₂ eq.	3.59×10 ³	0.37
臭氧耗竭	0.02kg CFC-11eq.	1.03×10 ⁻¹	0.04
酸化	5.48kg SO ₂ eq.	4.19×10 ¹	0.10
富营养化	0.86kg PO ₄ ³⁻ eq.	8.35	0.08
光化学氧化	0.79kg C ₂ H ₄ eq	6.05	0.01
烟尘&粉尘	6.67kg Dust	29.00	0.13

4.3.3.3 加权与合并

对表 4-21 各环境影响类型的影响潜值的标准化数值进行加权处理，可以求得废聚乙烯催化裂解技术的环境影响负荷如表 4-23 所示。

表 4-23 废聚乙烯催化裂解的环境影响负荷

Table 4-23 Environmental impact loads of catalytic cracking process for waste PE

环境影响类型	环境影响潜值 标准化数据	权重	环境影响 负荷	环境影响总负荷
全球变暖	0.29	0.74	0.21	0.79
臭氧耗竭	0.06	3.74	0.24	
酸化	0.13	1.32	0.18	
富营养化	0.07	1.28	0.09	
光化学氧化	0.04×10 ⁻¹	1.18	0.01	
烟尘&粉尘	0.04	1.77	0.07	

由表 4-23 可以看出，催化裂解处理废聚乙烯过程中，对环境的影响类型主要在臭氧耗竭、全球变暖和酸化，其环境影响负荷分别占总环境影响负荷的 29.9%、26.9%和 22.5%，三者占总环境影响负荷的 79.3%，其余三种环境影响类型的贡献率为 20.7%。

对表 4-22 废聚乙烯氢化裂化各环境影响类型的影响潜值的标准化数值进行加权处理，可以求得废聚乙烯氢化裂解技术的环境影响负荷如表 4-24 所示。

表 4-24 废聚乙烯氢化裂解的环境影响负荷

Table 4-24 Environmental impact loads of hydrocracking process for waste PE

环境影响类型	环境影响潜值 标准化数据	权重	环境影响 负荷	环境影响总负荷
全球变暖	0.37	0.74	0.27	0.91
臭氧耗竭	0.04	3.74	0.16	
酸化	0.10	1.32	0.13	
富营养化	0.08	1.28	0.10	
光化学氧化	0.01	1.18	0.01	
烟尘&粉尘	0.13	1.77	0.23	

由表 4-24 可以看出，“氢化裂解”处理废聚乙烯过程中，对环境的影响类型主要为全球变暖、烟尘&粉尘、臭氧耗竭和酸化，其环境影响负荷分别占总环境影响负荷的 30.1%、25.4%、17.3%和 14.5%，它们合计占总环境影响负荷的 87.3%，另外两种环境影响类型的负荷为 12.7%。

废聚乙烯两种资源化技术的环境影响潜值标准化加权数值比较如图 4-12 所示。由图 4-12 可以发现，处理 1t 废聚乙烯，“氢化裂解”技术对全球变暖、富营养化、光化学氧化、烟尘&粉尘的影响潜力要大于“催化裂解”技术；而“催化裂解”技术在臭氧耗竭、酸化的影响潜力要大于“氢化裂解”技术。

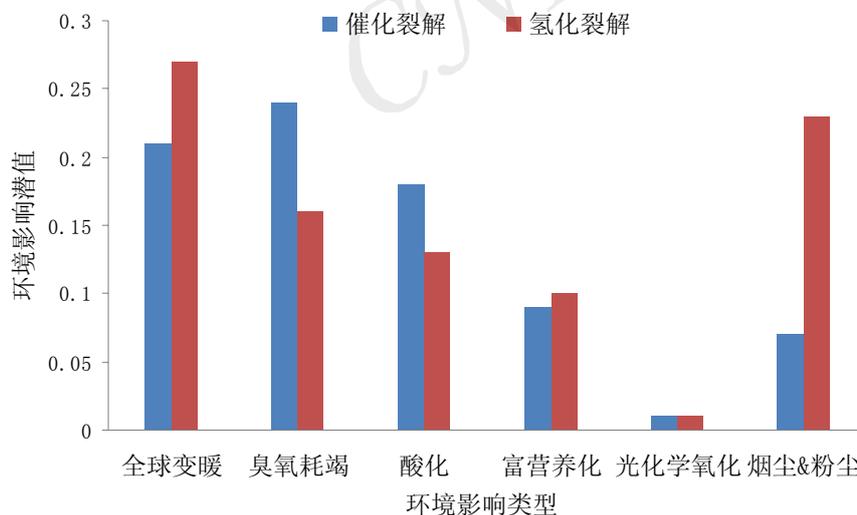


图 4-12 两种废聚乙烯塑料裂解技术环境影响负荷

Fig.4-12 Compare of environmental impact loads for two waste PE cracking process

对比表 4-23 和表 4-24 可知，处理 1t 废聚乙烯，“催化裂解”技术对环境影响总负荷要小于“氢化裂解”技术，也就是说，废聚乙烯裂解资源化技术，“催化裂解”对环境的潜在影响小于“氢化裂解”，大约只为“氢化裂解法”的 87%。

4.3.4 废聚乙烯裂解技术污染控制重点环节

4.3.4.1 废聚乙烯“催化裂解”技术的污染控制重点环节

废聚乙烯的催化裂解技术包括预处理、催化改质、油分离三个阶段，由生命周期分析得到各阶段的标准化环境影响潜值，并将各阶段环境影响类型经加权计算得到各阶段的总环境影响潜值（人当量），如表 4-25 和图 4-13 所示。

表 4-25 废聚乙烯催化裂解技术三阶段环境影响潜值

Table 4-25 Environmental impact potential in three steps catalytic cracking process for waste PE

环境影响类型	预处理	催化改质	油分离	合计
全球变暖	0.02	0.18	0.01	0.21
臭氧耗竭	0.01	0.22	0.37×10^{-2}	0.24
酸化	0.04	0.13	0.01	0.18
富营养化	0.01	0.08	0.26×10^{-2}	0.09
光化学氧化	0.00	0.01	0.00	0.00
烟尘&粉尘	0.03	0.04	0.89×10^{-2}	0.07
总计（人当量）	0.11	0.65	0.03	0.79

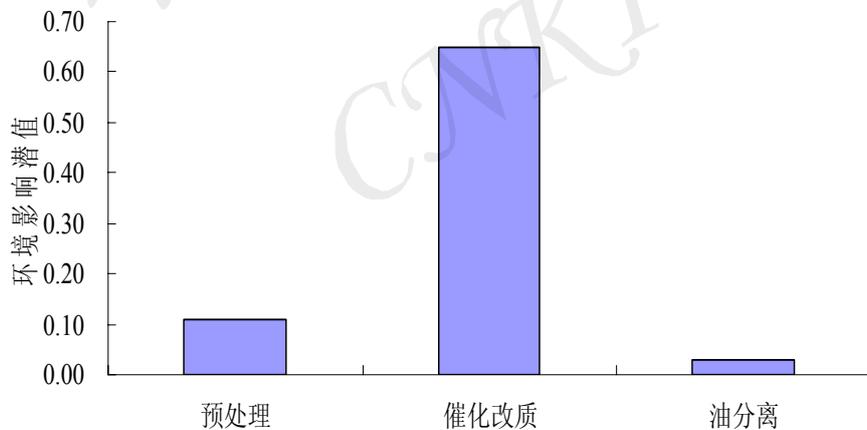


图 4-13 废聚乙烯催化裂解技术三个阶段环境影响负荷

Fig. 4-13 Each environmental impact potential of three steps catalytic cracking process for waste PE

由图 4-13 可知，废聚乙烯催化裂解技术的三个工艺阶段的环境影响潜值分别占总环境影响潜值的 13.3%、82.1%、4.6%，“催化改质阶段”是环境影响最大的环节，分别是“预处理阶段”、“油品分离阶段”的 6.2 倍、18.0 倍，其次为“预处理阶段”，“油品分离阶段”是环境影响最小的环节。因此，废聚乙烯催化裂解技术的“催化改质阶段”是污染控制的重点环节。

4.3.4.2“氢化裂解”技术的污染控制重点环节

废聚乙烯塑料的氢化裂解技术包括预处理、氢化裂解、油分离三个阶段，由生命周期分析得到各阶段的标准化环境影响潜值，包括：全球变暖、臭氧耗竭、酸化、富营养化、光化学氧化、烟尘和粉尘，如表 4-26 所示，并将各阶段环境影响类型经加权计算得到各阶段的总环境影响潜值（人当量），如图 4-14 所示。

表 4-26 废聚乙烯氢化裂解技术三阶段环境影响潜值

Table 4-26 Each environmental impact potential of three steps hydrocracking process for waste PE

环境影响类型	预处理	氢化裂解	油分离	合计
全球变暖	0.04	0.22	0.08×10^{-1}	0.27
臭氧耗竭	0.02	0.14	0.04×10^{-1}	0.16
酸化	0.05	0.07	0.13×10^{-1}	0.13
富营养化	0.02	0.08	0.03×10^{-1}	0.10
光化学氧化	0.00	0.01	0.00	0.01
烟尘&粉尘	0.03	0.19	0.09×10^{-1}	0.23
总计（人当量）	0.16	0.71	0.04	0.91

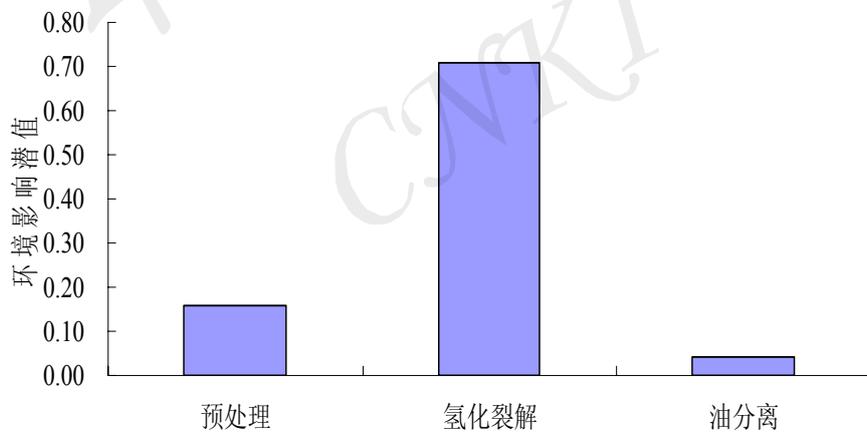


图 4-14 废聚乙烯氢化裂解技术三个阶段环境影响负荷

Fig. 4-14 Each environmental impact potential of three steps hydrocracking process for waste PE

由图 4-14 可知，废聚乙烯氢化裂解技术的三个工艺阶段的环境影响潜值分别占总环境影响潜值的 17.5%、78.6%、3.9%，“氢化裂解阶段”是环境影响最大的环节，分别是“预处理阶段”、“油品分离阶段”的 4.5 倍和 19.2 倍，其次为“预处理阶段”，“油品分离阶段”是环境影响最小的环节。因此，废聚乙烯氢化裂解技术的“氢化裂解阶段”是污染控制的重点环节。

4.3.5 废聚乙烯裂解技术生命周期评价不确定性分析

4.2.5.1 废聚乙烯裂解技术清单数据不确定性分析

按照本章 4.2.5.1“废塑料直接再生技术清单数据不确定性分析”的方法,对废聚乙烯裂解技术清单数据进行不确定性分析,得出基本不确定度、附加不确定度和算法不确定度,最终得到总不确定度和清单数据的变异系数 CV,见图 4-15。

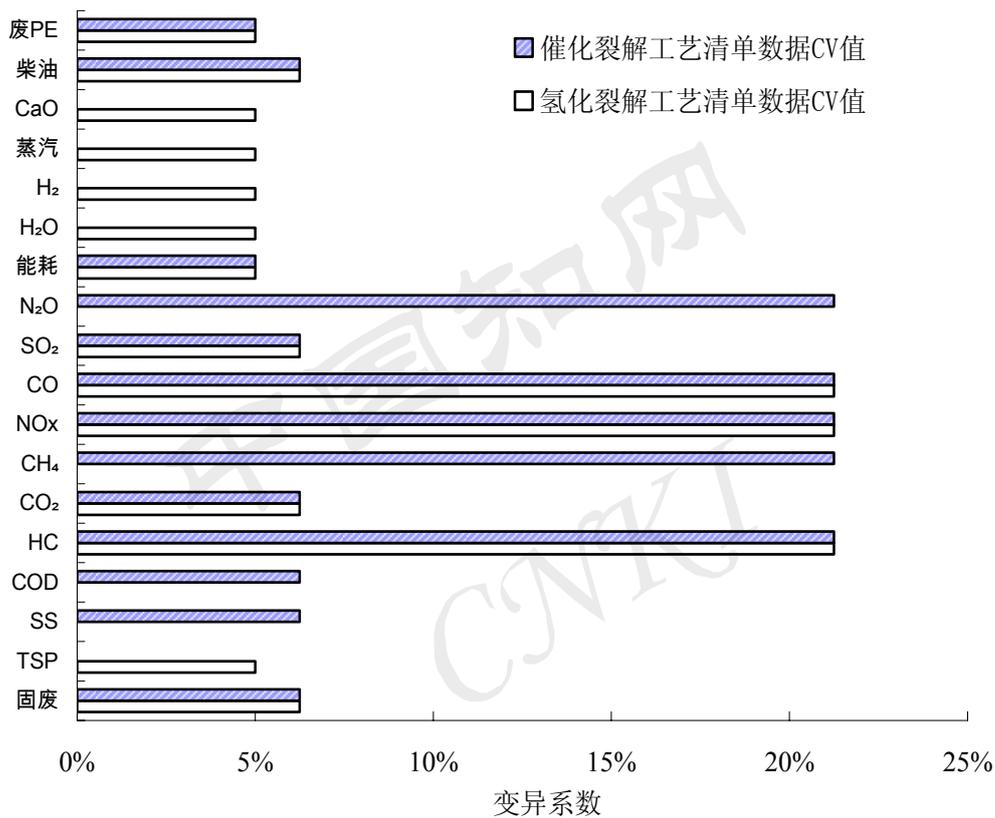


图 4-15 废聚乙烯裂解技术清单数据不确定性对比

Fig. 4-15 Comparisons of the hydrocracking and catalytic cracking inventory data uncertainty

由图 4-15 可以看出,26 组数据不确定数值可分为 4 种:4.47%、5.1%、6.33%、20.71%,所有数据的 CV 均小于 25%,清单数据质量符合预设标准,不确定性较低。因此该生命周期清单数据质量达标,可靠性较高。

4.2.5.2 废聚乙烯裂解技术生命周期影响评价结果不确定性分析

与“4.2.5.2 废塑料直接再生技术生命周期影响评价结果不确定性分析”方法相同,将计算获得的 SGSD 和清单数据输入到 Simapro 7 软件中,同时输入环境影响评价参数,并对计算过程进行蒙特卡洛模拟,由此可以得到废聚乙烯裂解技术 LCIA 结果的特征化不确定度、标准化不确定度和权重不确定度,结果见表 4-27。LCIA 结果的不确定度由其 LCIA 的变异系数和 95%置信区间的上下限值表示。

表 4-27 废聚乙烯催化裂解和氢化裂解 LCIA 结果不确定性
Table 4-27 The LCIA uncertainties of the hydrocracking and catalytic cracking process

LCIA 结果	环境影响评价	催化裂解		氢化裂解	
		CV	上下限值	CV	上下限值
特征化	全球变暖	5.02%	(-7.08%, +13.27%)	5.19%	(-11.27%, +11.74%)
	臭氧耗竭	6.13%	(-8.7%, +15.94%)	5.6%	(-12.05%, +12.05%)
	酸化	5.76%	(-9.28%, +12.71%)	4.39%	(-8.47%, +10.39%)
	富营养化	4.2%	(-9.32%, +8.47%)	4.85%	(-9.23%, +10.6%)
	光化学氧化	4.14%	(-7.22%, +11.67%)	4.1%	(-10.1%, +5.88%)
	烟尘&粉尘	6.07%	(-8.7%, +15.76%)	5.06%	(-10.09%, +11.47%)
标准化	全球变暖	5.02%	(-6.92%, +13.46%)	5.19%	(-11.02%, +11.43%)
	臭氧耗竭	6.13%	(-9.03%, +15.8%)	5.6%	(-11.9%, +12.06%)
	酸化	5.76%	(-9.28%, +12.71%)	4.39%	(-8.47%, +10.39%)
	富营养化	4.2%	(-8.84%, +8.84%)	4.85%	(-9.32%, +10.43%)
	光化学氧化	4.14%	(-7.64%, +11.11%)	4.1%	(-9.88%, +6.67%)
	烟尘&粉尘	6.07%	(-8.94%, +15.56%)	5.06%	(-10.06%, +11.17%)
权重	全球变暖	5.02%	(-6.94%, +13.43%)	5.19%	(-10.84%, +11.82%)
	臭氧耗竭	6.13%	(-8.81%, +15.95%)	5.6%	(-11.89%, +12.11%)
	酸化	5.76%	(-9.28%, +12.71%)	4.39%	(-8.47%, +10.39%)
	富营养化	4.2%	(-8.88%, +8.34%)	4.85%	(-9.15%, +10.46%)
	光化学氧化	4.14%	(-7.36%, +11.63%)	4.1%	(-9.88%, +6.72%)
	烟尘&粉尘	6.07%	(-8.94%, +15.56%)	5.06%	(-10.06%, +11.17%)

注：上下限值取 95%置信区间。

由表 4-27 可以看出，废聚乙烯裂解技术环境影响种类：全球变暖、臭氧耗竭、酸化、富营养化、光化学氧化、烟尘&粉尘，其结果的 95%置信区间的上下限值在中位数附近 10%左右浮动，不确定性较小。且三个计算步骤（特征化、标准化和权重）的不确定性基本一致，没有较大的波动，计算结果稳定。因此 LCIA 结果具有较大的可靠性。

4.4 废塑料“热能回收”技术的生命周期分析

根据对废塑料资源化技术的评价研究结果，废塑料热能回收技术从原料角度可分为与燃料掺混和纯废物能源回收。与燃料掺混方式一般包括“共焦化”和“RDF 焚烧”技术，共焦化是废塑料与原煤掺混，RDF 技术是废塑料与可燃垃圾掺混，本节分别以聚苯乙烯为例对废塑料“共焦化”资源化技术进行生命周期分析，以废聚氯乙烯为例对“RDF 焚烧”资源化技术进行生命周期分析。

4.4.1 废塑料两种热能回收技术的范围确定

4.4.1.1 废塑料两种热能回收技术工艺过程

(1) 废塑料“共焦化”技术 废聚苯乙烯塑料共焦化资源化工艺简图见图 4-16。

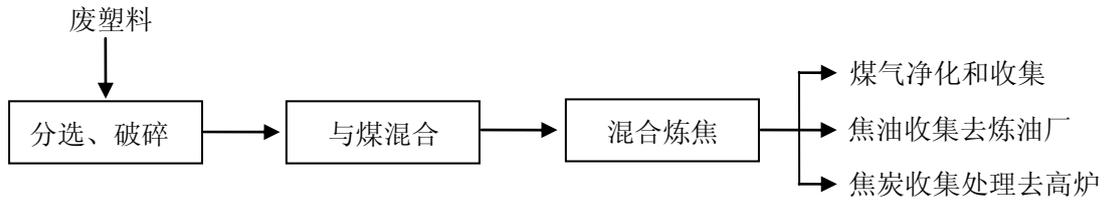


图 4-16 废聚苯乙烯共焦化资源化技术流程图

Fig. 4-16 Co-carbonization process for PS waste

共焦化资源化技术的总体特点有：

- 废塑料处理规模较大；
- 工艺简单，投资较小，建设期短；
- 无需增加气体净化与回收等系统设备，大大降低初始投资和运行费用；
- 利用废聚苯乙烯塑料代替部分炼焦用煤，具有明显的社会效益和环境效益；
- 废聚苯乙烯塑料可被 100%资源化利用，并产生较好的经济效益；
- 废聚苯乙烯塑料处理过程实行全密封操作，防止了二噁英类剧毒物质的产生。

(2) 废塑料“RDF焚烧”技术 单纯焚烧废聚氯乙烯塑料会释放出HCl和二噁英，造成环境空气污染，不仅如此，高浓度的HCl还会腐蚀锅炉设备，因此，通过在纯废聚氯乙烯中加入各种可燃垃圾的成分（例如，污泥、木屑、废纸等），可以起到稀释氯的作用，同时，消纳了其他的垃圾废物，生产了工业窑炉和煤炉的粒度均匀的固体燃料。在日本，RDF技术的应用已经十分普及，与单纯垃圾发电相比，使用了RDF的火电站，其蒸汽温度提高了 200℃以上，达到了 500℃左右，发电效率也提高了 25%左右。通过RDF技术专业化工程，为发电厂提供了高效的燃料。由于RDF取代了传统的燃煤，并且灰分是水泥厂的良好原料之一，双方面的综合效益加在一起要比传统的发电还要高。RDF焚烧发电工艺流程见图 4-17。

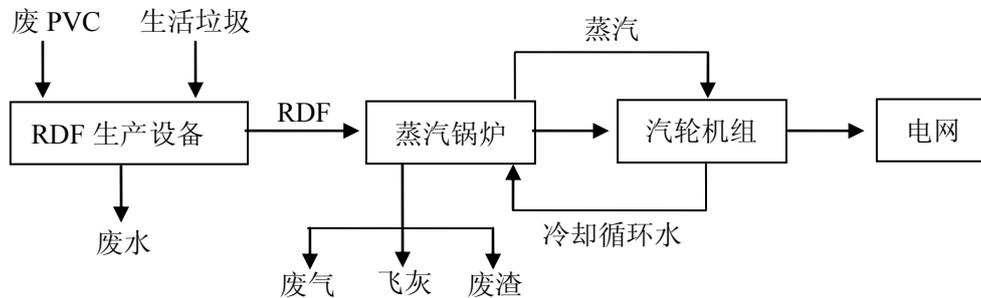


图 4-17 废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电工艺流程图

Fig. 4-17 RDF incineration power generation process for PVC waste

4.4.1.2 废塑料两种热能回收技术的研究范围

基于废塑料两种热能回收工艺的分析,废聚苯乙烯“共焦化”技术和废聚氯乙烯“RDF 焚烧”技术生命周期评价范围的界定如下:

(1) 功能单位确定

将每处理 1t 废聚苯乙烯定义为“共焦化”技术功能单位,处理 1t 废聚氯乙烯塑料为“RDF 焚烧”技术功能单位,所有数据以该功能单位为准进行换算。

(2) 系统边界设定

研究对象以将废塑料入场设定为生命周期的起点,终点设定为三废以及初级产物生成阶段,具体流程和边界设定如图 4-18 和 4-19 所示。

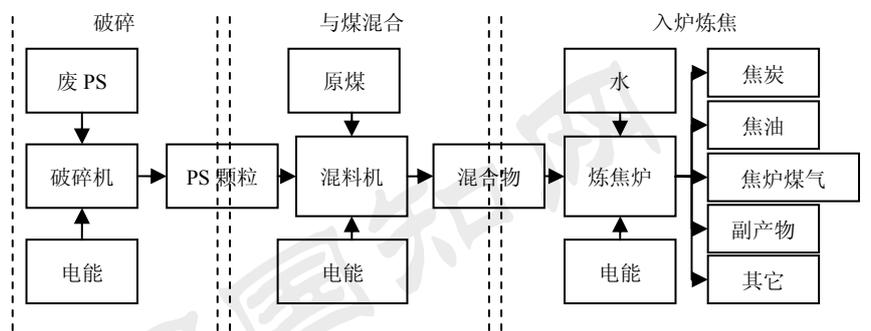


图 4-18 废聚苯乙烯共焦化系统边界

Fig. 4-18 LCA system boundary of Co-carbonization process for PS waste

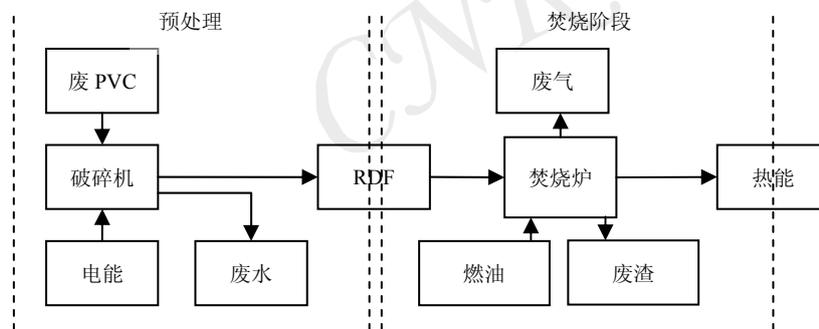


图 4-19 废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电工艺系统边界

Fig. 4-19 LCA system boundary of RDF incineration power generation process for PVC waste

4.4.2 废塑料热能回收过程生命周期清单分析

4.4.2.1 废聚苯乙烯“共焦化”技术环境排放清单

(1) 废聚苯乙烯破碎阶段环境排放清单

使用 400 kg/h 破碎机对废聚苯乙烯片材进行破碎,破碎机比能耗为 0.03 kW/(h·kg),因此 1t 废聚苯乙烯片材能耗为 75 kWh。按照能源统计年鉴及产排污系数^[99]计算 1 kWh 电力的环境排放清单(以下各阶段均按此方法进行计算)^[97-98],得到如表 4-28 所示的结果。

表 4-28 废聚苯乙烯破碎阶段消耗电力的环境排放清单

Table 4-28 Environmental emissions list of power consumption for waste PS breaking

环境排放	污染物种类	排放量 (kg)
大气污染物	N ₂ O	0.75×10 ⁻²
	SO ₂	0.87
	CO	0.98×10 ⁻²
	NO _x	0.39
	CH ₄	0.32
	CO ₂	93.38
	HC	0.83×10 ⁻²
	烟尘	0.46
水污染物	COD	0.02
	SS	0.02
固体废物	固废	13.69

(2) 与煤混合阶段环境排放清单

与煤混合阶段的能耗计算如下：

使用强力型混料机可每小时压缩 10t 型煤，因此 50 t 需要 5 个小时，机器功率为 18 kW，因此耗能为 90 kWh^[99]。按照能源统计年鉴及产排污系数计算 1 kWh 电力的环境排放清单（以下各阶段均按此方法进行计算）^[97-98]，得到如表 4-29 所示的结果。

表 4-29 废聚苯乙烯与煤混合阶段消耗电力的环境排放清单

Table 4-29 Environmental emissions list of power consumption for PS waste mixing with coal stage

环境排放	污染物种类	排放量 (kg)
大气污染物	N ₂ O	0.90×10 ⁻²
	SO ₂	1.00
	CO	0.01
	NO _x	0.46
	CH ₄	0.38
	CO ₂	112.05
	HC	0.99×10 ⁻²
	烟尘	0.55
水污染物	COD	0.03
	SS	0.03
固体废物	固废	16.43

(3) 入炉炼焦阶段物质清单

入炉炼焦过程相关数据^[97]计算结果见表 4-30 和表 4-31，计算说明如下：

每输入 1 t 废聚苯乙烯, 炼焦过程就得消耗 104.2 t 标煤的电力 (电力折标系数 0.404 kg 标煤/kWh), 输入 50 t 混合物时消耗 5208.3 t 煤的电力, 折合 2104.2 kWh。

表 4-30 废聚苯乙烯入炉炼焦阶段物质能源清单

Table 4-30 Material and energy list for PS waste inputing the furnace coke

项目	单位	数量	
原料能量输入	PS 与煤混合物	t	50.00
	电能输入	kWh	2104.20
材料输出	焦炭	t	34.80
	焦油	t	5.08
	焦炉煤气	t	5.57
	H ₂ S	kg/t	0.27
环境排放	SO ₂	kg/t	1.91
	NO _x	kg/t	0.49
	CO	kg/t	0.41
	CO ₂	kg/t	682.08

表 4-31 消耗 2104.2kWh 电力的环境排放清单

Table 4-31 Environmental emissions list of 2104.2 kWh power consumption

环境排放	污染物种类	排放量 (kg)
向空气中排放	N ₂ O	0.21
	SO ₂	24.40
	CO	0.27
	NO _x	10.80
	CH ₄	8.90
	CO ₂	2619.70
	HC	0.23
	烟尘	12.92
向水体排放	COD	0.65
	SS	0.67
固废	废渣	384.02

(4) 处理 1t 废聚苯乙烯生命周期清单

根据上述数据, 得到废 PS 共焦化技术能源物质清单, 见表 4-32。

4.4.2.2 废聚氯乙烯“RDF 焚烧”技术环境排放清单

废聚氯乙烯RDF焚烧发电过程的数据主要来自公开发表的文献和资料。本文主要参考了日本环境省资助中国项目: 包括海外回用的生命周期情景比较分析及其在废塑料中的应用项目数据。原始数据功能单位为焚烧 1t 生活垃圾所需能源、

原材料消耗及环境污染物排放，本研究中使用的相应数据通过垃圾燃料RDF中废聚氯乙烯的比例换算得到。本研究设定垃圾燃料RDF中的废聚氯乙烯所占质量比例相对固定，综合有关研究结论，设定生活垃圾燃料RDF中废聚氯乙烯所占质量比例为 2.5%^[104-106]，以此比例将焚烧 1 t 生活垃圾燃料RDF所需能源、原材料消耗及环境污染物排放量转化为焚烧含 1 t 废聚氯乙烯所需能源、原材料消耗及环境污染物排放量。

表 4-32 废聚苯乙烯共焦化技术能源物质清单

Table 4-32 Energy substance list of PS waste for co-carbonization process

项目	输入或输出/kg	
初级资源输入	原煤	49000
	废 PS	1000
能源消耗		2269.2
环境负荷输出	CO ₂	3507.20
	CO	0.70
	N ₂ O	0.23
	SO ₂	28.20
	NO _x	12.10
	H ₂ S	0.27
	CH ₄	9.60
	HC	0.25
	烟尘	14.40
	COD	0.70
	SS	0.72
	废渣	414.14

(1) 预处理过程

此过程包括除杂与破碎。

采用打土机除杂，其处理率为 1.5 t/h，总功率 4.75 kW，处理 1 t 废聚氯乙烯塑料耗时 40 min，耗电 3.17 kWh。

破碎过程是使用每小时破碎 400 kg 破碎机，其比能耗为 0.03 kW/(h·kg)，处理 1 t 废聚氯乙烯塑料耗时 2.5 小时，消耗 75 kWh 电能。按照能源统计年鉴及产排污系数测算 1 kWh 电力的环境排放清单，可以得到 1 t 废聚氯乙烯预处理过程环境排放清单如表 4-33 所示。

(2) RDF 焚烧过程

废聚氯乙烯RDF焚烧过程的生命周期分析中，大气污染物CO₂排放量根据燃料

C元素总量进行核算,其他污染物排放量参考已有发表的数据测算得到^[107-109],固体废物可以根据物料衡算推导得出。焚烧启动采用柴油,耗能为 2.21×10^2 MJ/tPVC。焚烧过程环境排放清单见表4-34。

表4-33 1t废聚氯乙烯预处理过程环境排放清单

Table 4-33 Environmental emissions list of pretreatment step for 1t waste PVC

环境排放	污染物	排放量 (kg)
废气排放	N ₂ O	7.29×10^{-3}
	SO ₂	0.85
	CO	9.40×10^{-3}
	NO _x	0.37
	CH ₄	0.31
	CO ₂	90.00
	HC	7.95×10^{-3}
	烟尘	0.44
水体排放	COD	0.02
	SS	0.02
固废	固废	13.19

表4-34 含1t废聚氯乙烯的RDF焚烧过程环境排放清单

Table 4-34 Environmental emissions of RDF incineration step for 1t waste PVC

环境排放	污染物	排放量 (kg)
废气排放	CO ₂	2.57×10^4
	CO	17.30
	NO _x	49.40
	SO ₂	32.20
	烟尘	2.40
	CH	9.76
	HCl	1.64
	PCDDs	4.80×10^{-9}
	VOC	2.04×10^{-1}
	废水排放	COD
SS		24.40
固体废物	残渣	8.24×10^3

(3) 废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电技术环境排放清单

废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电可分为两部分讨论,即预处理(RDF 过程)和入炉焚烧阶段,综合上面两部分清单结果得到废聚氯乙烯焚烧发电全过程环境排放清单,见表 4-35。

表 4-35 含 1t 废聚氯乙烯的 RDF 焚烧发电技术环境排放清单
Table 4-35 Environmental emissions of RDF incineration power generation process for 1t PVC waste

工序	预处理	焚烧阶段	合计		
废气排放	N ₂ O	3.00	-	3.00	
	SO ₂	3.48×10 ²	3.22×10 ⁴	3.25×10 ⁴	
	CO	3.90	1.73×10 ⁴	1.73×10 ⁴	
	NO _x	1.54×10 ²	4.94×10 ⁴	4.96×10 ⁴	
	CH ₄	1.27×10 ²	-	1.27×10 ²	
	CO ₂	3.74×10 ⁴	2.57×10 ⁷	2.57×10 ⁷	
	HC	3.30	9.76×10 ²	9.76×10 ²	
	PCDDs	-	4.80×10 ⁻⁶	4.80×10 ⁻⁶	
	VOC	-	2.04×10 ²	2.04×10 ²	
	HCl	-	1.64×10 ³	1.64×10 ³	
	烟尘	1.84×10 ²	2.40×10 ³	2.58×10 ³	
	水体排放	COD	9.30	1.62×10 ⁵	1.62×10 ⁵
		SS	9.60	2.44×10 ⁴	2.44×10 ⁴
固废	废渣	5.48×10 ³	8.24×10 ⁶	8.25×10 ⁶	

4.4.3 废塑料热能回收技术的环境影响评价

废聚苯乙烯的“共焦化”和废聚氯乙烯的“RDF 焚烧”过程的环境影响评价需要分别进行:环境影响潜值计算和环境影响潜值标准化,并分别进行加权与合并,以获得两种技术对环境的潜在影响。

4.4.3.1 环境影响潜值计算

(1) “共焦化”技术

废聚苯乙烯“共焦化”技术的环境影响潜值计算过程见第 3 章相关内容,计算结果如表 4-36 所示。

表 4-36 废聚苯乙烯“共焦化技术”资源化技术的环境影响潜值
Table 4-36 Environmental impact potential of Co-carbonization process for PS waste

环境影响类型	共焦化环境影响潜值	
全球变暖	4221.10	kg CO ₂ eq.
臭氧耗竭	0.85×10^{-2}	kg CFC-11eq.
酸化	36.90	kg SO ₂ eq.
富营养化	1.64	kg PO ₄ ³⁻ eq.
光化学氧化	0.25	kg C ₂ H ₄ .eq
烟尘&粉尘	14.40	kg Dust

(2) 废聚氯乙烯“RDF 焚烧”技术

废聚氯乙烯塑料的“RDF 焚烧”技术的环境影响潜值的计算过程见第 3 章相关内容，计算结果如表 4-37 所示。

表 4-37 含 1t 废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电技术环境影响潜值
Table 4-37 Environmental impact potential of RDF incineration power generation process for 1t PVC waste

环境影响类型	环境影响潜值	
全球变暖	4.16×10^4	kg CO ₂ eq.
臭氧耗竭	3.32×10^{-1}	kg CFC-11eq.
酸化	6.38×10^1	kg SO ₂ eq.
富营养化	1.00×10^1	kg PO ₄ ³⁻ eq.
光化学氧化	4.68×10^{-1}	kg C ₂ H ₄ .eq
烟尘&粉尘	2.58	kg Dust

4.4.3.2 环境影响潜值的标准化

(1) “共焦化”技术

废聚苯乙烯废塑料的“共焦化”技术的环境影响潜值标准化过程是采用表 3-5 中的标准化基准值，对表 4-36 各环境影响类型的影响潜值进行标准化处理，可以求得“共焦化技术”的环境影响潜值标准化数值如表 4-38 所示。

表 4-38 废聚苯乙烯“共焦化”技术的环境影响潜值标准化
Table 4-38 Standardized environmental impact potential of Co-carbonization process for PS waste

环境影响类型	人均当量基准值		标准化结果
全球变暖	3.59×10^3	kg CO ₂ eq. /(capita.yr)	1.18
臭氧耗竭	1.03×10^{-1}	kg FC-11eq. /(capita.yr)	0.08
酸化	4.19×10^1	kg SO ₂ eq. /(capita.yr)	0.88

表 4-38 (续表)

环境影响类型	人均当量基准值		标准化结果
富营养化	8.35	kg PO ₄ ³⁻ eq. / (capita.yr)	0.20
光化学氧化	6.05	kg C ₂ H ₄ .eq / (capita.yr)	0.04
烟尘&粉尘	2.90×10 ¹	kg Dust / (capita.yr)	0.50

(2) “RDF 焚烧”技术

采用标准化基准值对废聚氯乙烯的 RDF 焚烧发电技术的环境影响潜值做标准化处理, 结果见表 4-39。

表 4-39 废聚氯乙烯 RDF 焚烧技术环境影响潜值标准化数值

Table 4-39 Standardized environmental impact potential of RDF incineration power generation process for PVC waste

环境影响类型	人均当量基准值		标准化结果
全球变暖	3.59×10 ³	kg CO ₂ eq. / (capita.yr)	11.60
臭氧耗竭	1.03×10 ⁻¹	kg FC-11 eq. / (capita.yr)	0.32
酸化	41.9	kg SO ₂ eq. / (capita.yr)	1.52
富营养化	8.35	kg PO ₄ ³⁻ eq. / (capita.yr)	1.20
光化学氧化	6.05	kg C ₂ H ₄ .eq / (capita.yr)	0.08
烟尘&粉尘	2.90×10 ¹	kg Dust / (capita.yr)	0.09

4.4.3.3 加权与合并

(1) “共焦化”技术

对表 4-38 各环境影响类型的影响潜值进行加权处理, 可以求得废聚苯乙烯塑料“共焦化”技术的环境影响潜值标准化数值, 如表 4-40 和图 4-20 所示。

表 4-40 废聚苯乙烯“共焦化”技术的环境影响潜值加权结果

Table 4-40 Weighting environmental impact potential of Co-carbonization process for waste PS

环境影响类型	标准化数据	权重	环境影响负荷
全球变暖	1.17	0.74	0.87
臭氧耗竭	0.08	3.74	0.30
酸化	0.96	1.32	1.27
富营养化	0.19	1.28	0.24
光化学氧化	0.01	1.18	0.01
烟尘&粉尘	0.58	1.77	1.03
合并	-	-	3.72

由表 4-40 和图 4-20 可知, 废聚苯乙烯塑料“共焦化”过程中酸化、烟尘&粉尘和全球变暖影响的环境影响负荷较大, 分别占总环境影响负荷的 34.1%、27.6%和 23.5%, 这三项共对环境的潜在影响负荷占总负荷的 85.2%。

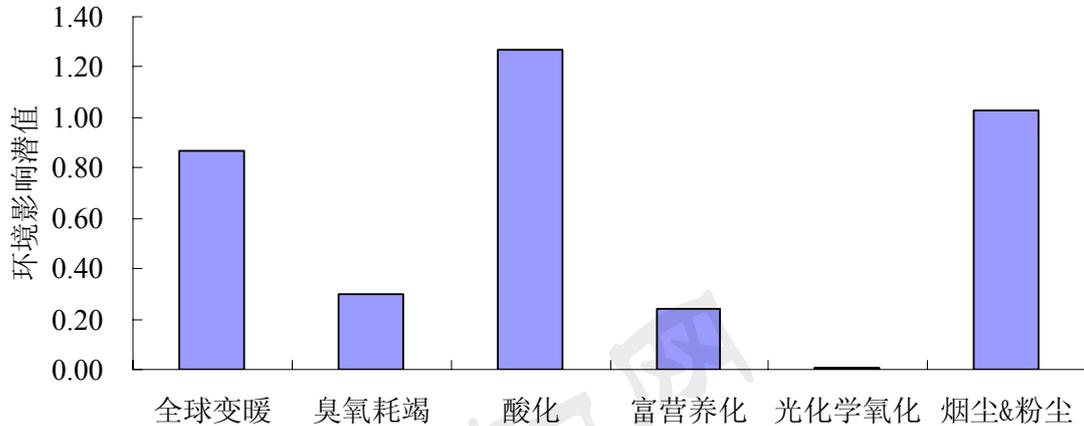


图 4-20 废聚苯乙烯“共焦化”技术的环境影响潜值加权结果

Fig.4-20 Weighting environmental impact potential of Co-carbonization process for PS waste

(2) “RDF 焚烧”技术

对表 4-39 各环境影响类型的影响潜值的标准化数值进行加权处理, 可以求得废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电技术的环境影响负荷如表 4-41 和图 4-21 所示。

表 4-41 废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电的环境影响加权结果

Table 4-41 Weighting environmental impact potential of RDF incineration power generation process for waste PVC

环境影响类型	环境影响潜值标准化数据	权重	环境影响负荷
全球变暖	11.60	0.74	8.58
臭氧耗竭	0.32	3.74	1.20
酸化	1.52	1.32	2.01
富营养化	1.20	1.28	1.53
光化学氧化	0.08	1.18	0.09
烟尘&粉尘	0.09	1.77	0.16
合并	-	-	13.57

由图 4-21 可以看出, 废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电过程中, 对环境的影响类型主要为全球变暖影响和酸化, 其环境影响负荷分别占总环境影响负荷的 63.2%和 14.8%, 二者占总环境影响负荷的 78.0%, 其余四种环境影响类型 (臭氧耗竭、富营养化、光化学氧化和烟尘、粉尘) 只占总环境影响负荷的 22%。

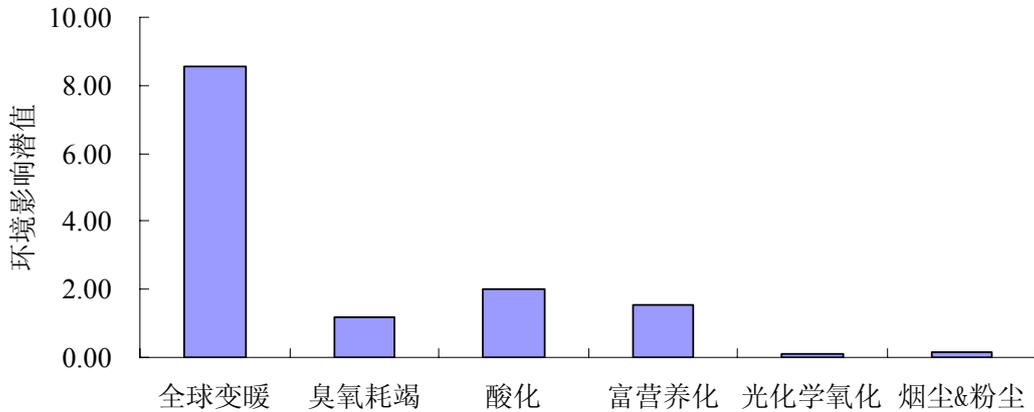


图 4-21 废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电技术环境影响潜值加权值

Fig. 4-21 Weighting environmental impact potential of RDF incineration power generation process for PVC waste

4.4.4 废塑料热能回收技术的污染控制重点环节

4.4.4.1 “共焦化”技术污染控制重点环节

废聚苯乙烯塑料的共焦化技术包括破碎、与煤混合和入炉炼焦三个阶段，由生命周期分析得到各阶段的标准化环境影响潜值，并将各阶段环境影响类型经加权计算得到各阶段的总环境影响潜值（人当量），如表 4-42 所示。

表 4-42 废聚苯乙烯“共焦化”技术三阶段环境影响潜值标准化及加权结果

Table 4-42 Each environmental impact potential of three steps co-carbonization process for PS waste

环境影响类型	破碎阶段	与煤混合阶段	入炉炼焦阶段	合计
全球变暖	2.41×10^{-2}	2.89×10^{-2}	0.81	0.87
臭氧耗竭	1.02×10^{-2}	1.22×10^{-2}	0.28	0.30
酸化	3.91×10^{-2}	4.54×10^{-2}	1.18	1.27
富营养化	7.67×10^{-3}	9.20×10^{-3}	0.23	0.24
光化学氧化	4.30×10^{-4}	5.85×10^{-4}	0.01	0.01
烟尘&粉尘	2.81×10^{-2}	3.36×10^{-2}	0.96	1.03
总计（人当量）	0.11	0.13	3.48	3.72

由图 4-42 可知，废聚苯乙烯共焦化技术的三个工艺阶段中，“入炉炼焦阶段”是环境影响最大的环节，其次为“混合颗粒制备阶段”、“PS 颗粒制备阶段”，三个阶段的环境影响分别占废聚苯乙烯共焦化技术总环境影响的 93.5%、3.5%、3.0%。其中，“入炉炼焦阶段”的环境影响分别是“混合颗粒制备阶段”、“PS 颗粒制备阶段”的 26.8 倍、31.6 倍，因此，废聚苯乙烯共焦化技术的“入炉炼焦阶段”是该技术污

染控制的重点环节。

4.4.4.2 “RDF 焚烧”技术污染控制重点环节

废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电技术包括预处理、锅炉焚烧二个阶段，由生命周期分析得到各阶段的标准化环境影响潜值，并将各阶段环境影响类型经加权计算得到各阶段的总环境影响潜值（人当量），如表 4-43 所示。

表 4-43 废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电技术二阶段环境影响潜值

Table 4-43 Each environmental impact potential of tow steps RDF incineration power generation process for PVC waste

环境影响类型	预处理	RDF 焚烧	合计
全球变暖	1.81×10^{-2}	8.56	8.58
臭氧耗竭	4.08×10^{-3}	1.20	1.20
酸化	1.56×10^{-2}	2.00	2.01
富营养化	3.10×10^{-3}	1.54	1.53
光化学氧化	1.69×10^{-4}	0.08	0.09
烟尘&粉尘	1.12×10^{-2}	0.14	0.16
总计	0.05	13.52	13.57

由表 4-43 可知，废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电技术的二个工艺阶段的环境影响潜值中，“锅炉焚烧”占总环境影响潜值 99.6%。因此，废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电技术的“锅炉焚烧”是污染控制的重点环节。

4.4.5 废塑料“热能回收”技术生命周期评价不确定性分析

4.4.5.1 废塑料“热能回收”技术清单数据不确定性分析

按照本章 4.2.5.1“废塑料直接再生技术清单数据不确定性分析”的方法，对废塑料两种“热能回收”技术清单数据进行不确定性分析，得出基本不确定度、附加不确定度和算法不确定度，最终得到总不确定度和清单数据的变异系数 CV，见图 4-22。由图 4-22 可以看出，35 组数据不确定度可分为 4 种：6.66%、7.1%、7.64%和 21.31%。所有数据的 CV 均小于 25%，清单数据质量符合预设标准，不确定性较低。因此该生命周期清单数据质量达标，可靠性较高。

4.4.5.2 废塑料“热能回收”技术生命周期影响评价结果不确定性分析

与“4.2.5.2 废塑料直接再生技术生命周期影响评价结果不确定性分析”方法相同，将计算获得的 SGSD 和清单数据输入到 Simapro7 软件中，同时输入环境影响评价参数，并对计算过程进行蒙特卡洛模拟，由此可以得到废塑料两种“热能回收”技术 LCIA 结果的特征化不确定度、标准化不确定度和权重不确定度，结果见表 4-44 所示。LCIA 结果的不确定度由其 LCIA 的变异系数和 95%置信区间的上下限

值表示。

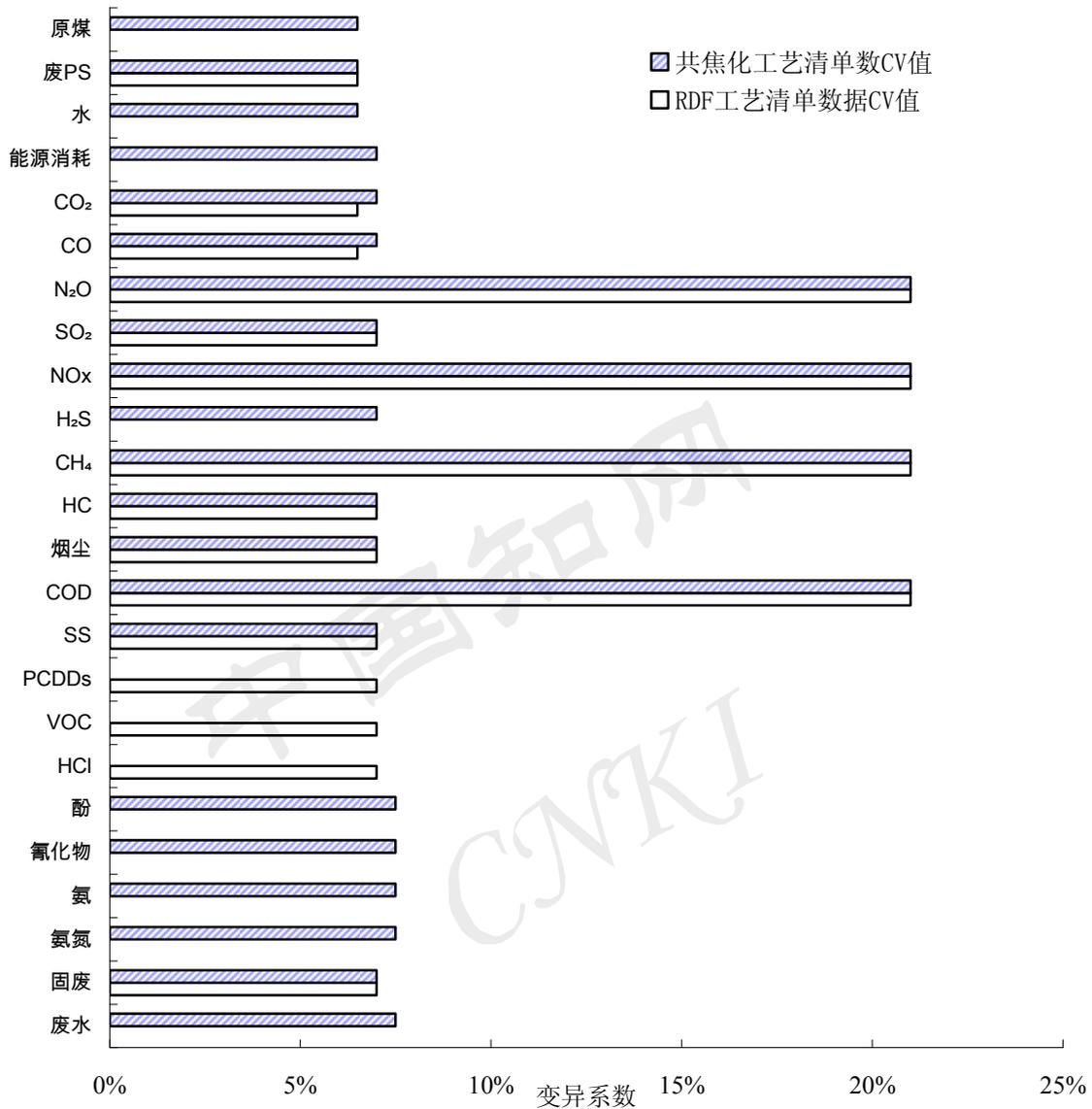


图 4-22 废塑料共焦化和 RDF 技术清单数据不确定性对比

Fig. 4-22 Comparisons of the co-carbonization and RDF process inventory data uncertainty

由表 4-44 可以看出，废塑料共焦化和 RDF 焚烧技术环境影响种类：全球变暖、臭氧耗竭、酸化、富营养化、光化学氧化、烟尘&粉尘，其结果的 95%置信区间的上下限值在中位数附近 10%左右浮动，不确定性较小，结果具有较大的可靠性。

表 4-44 “共焦化”技术和“RDF 焚烧”技术的 LCIA 结果不确定性

Table 4-44 The LCIA uncertainties of the co-carbonization and RDF process

LCIA 结果	环境影响评价	共焦化		RDF 焚烧	
		CV	上下限值	CV	上下限值
特征化	全球变暖	5.78%	(-7.45%, +15.3%)	4.77%	(-9.64%, +14.15%)
	臭氧耗竭	4.17%	(-5.04%, +13.32%)	4.09%	(-7.9%, +15.38%)
	酸化	6.5%	(-5.21%, +15.07%)	6.39%	(-8%, +13.11%)

表 4-44 (续表)

LCIA 结果	环境影响评价	共焦化		RDF 焚烧	
		CV	上下限值	CV	上下限值
特征化	富营养化	4.76%	(-6.64%, +15.16%)	5.35%	(-8.67%, +15.08%)
	光化学氧化	4.08%	(-5.77%, +13.49%)	4.21%	(-7.52%, +12.43%)
	烟尘&粉尘	6.42%	(-6.39%, +17.15%)	5.96%	(-8.36%, +13.63%)
	全球变暖	5.78%	(-7.33%, +15.86%)	4.77%	(-7.15%, +13.41%)
	臭氧耗竭	4.17%	(-7.24%, +13.61%)	4.09%	(-8.14%, +14.4%)
标准化	酸化	6.5%	(-7.02%, +14.49%)	6.39%	(-7.96%, +13.27%)
	富营养化	4.76%	(-6.92%, +14.65%)	5.35%	(-7.43%, +16.26%)
	光化学氧化	4.08%	(-7.52%, +13.2%)	4.21%	(-8.57%, +12.12%)
	烟尘&粉尘	6.42%	(-5.37%, +14.2%)	5.96%	(-9.46%, +15.56%)
	全球变暖	5.78%	(-5.55%, +16.38%)	4.77%	(-7.83%, +12.28%)
权重	臭氧耗竭	4.17%	(-5.13%, +14.43%)	4.09%	(-8.45%, +15.74%)
	酸化	6.5%	(-6.71%, +13.91%)	6.39%	(-7.78%, +14.29%)
	富营养化	4.76%	(-6.25%, +14.37%)	5.35%	(-7.34%, +12.6%)
	光化学氧化	4.08%	(-7.14%, +14.52%)	4.21%	(-7.65%, +15.85%)
	烟尘&粉尘	6.42%	(-6.53%, +16.51%)	5.96%	(-8.02%, +13.92%)

注：上下限值取 95%置信区间。

4.5 高组分废聚氯乙烯热处置技术预测与评估

对于氯含量较低的废塑料，几种典型的处置技术均可以通过优化工艺过程实现理想的处理效果。但是，对于含氯量比较高的塑料，特别是废聚氯乙烯塑料的处理要面临更多的问题。如前面的章节所述，除了直接和改性再生，少量的 PVC 可以与生活垃圾掺混制成 RDF 衍生燃料，但是高组分的废 PVC 在处置过程中会产生大量氯元素的释放，引发技术上的难题，目前还缺少能够广泛实际应用的处置技术，特别是热处置技术。本节针对这一实际问题，综合现有技术材料和研究进展情况，采用污染物排放模型和生命周期分析方法对高组分 PVC 废塑料的“高温焚烧”和“真空裂解”两种热处置技术进行了预测与评估。

4.5.1 高组分废聚氯乙烯热处置可行技术

在研究中，一个实际问题需要解决。目前，对于固体废物的热处置技术，无论是成熟的垃圾焚烧技术发展中的热解技术，还没有这些技术被实际应用于纯 PVC 废物处理的有关报告。从原理上来看，焚烧和裂解是塑料废物热处置的两个主流方向，由于这两种技术均具有较为充分的技术基础和储备，有利于通过改造，来适应和满足高组分废聚氯乙烯塑料的热处置需求。

对于高温焚烧工艺过程，它被广泛用于城市固体废物（MSW）和危险废物（HW）处置。现有的垃圾焚烧发电厂的基础工艺，不能满足较高组分废 PVC 燃烧和能源回收要求。PVC 燃烧过程会产生 HCl 气体，释放较高热量，对炉膛和内

部设施造成损坏。垃圾发电厂的原料混合垃圾，可以通过进料控制处置含有一定微小比例的废 PVC 塑料。如同前述章节叙述的，制成含有少量废 PVC 的 RDF 衍生燃料也可以在一般的工业锅炉中利用。垃圾焚烧发电厂不能处置高分子 PVC 废塑料的事实并不能否定焚烧法就一定不能应用。对于危险废物焚烧装置（见图 4-23），其抗腐蚀性和抗高温的性能要比垃圾焚烧发电装置强大一些。通过焚烧处置氯代烃类危险废物焚烧炉的工艺改进，可以实现对高分子 PVC 废塑料的焚烧处置，实现氯元素及热量的双重回收。

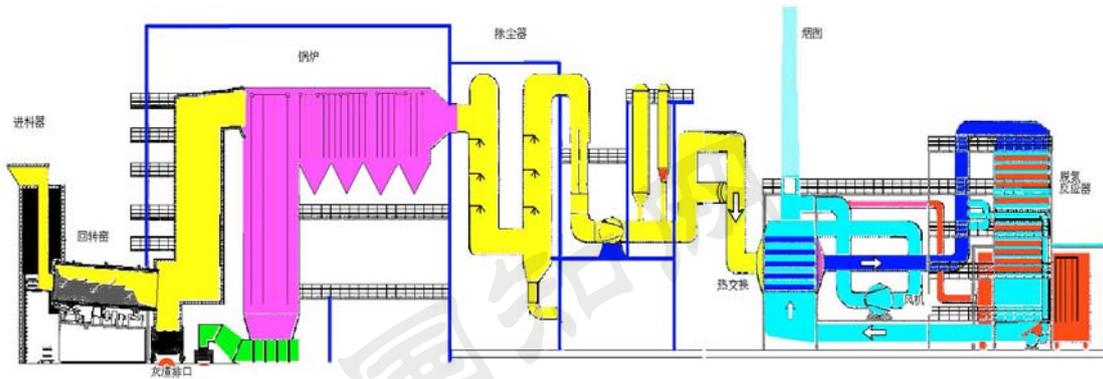


图 4-23 危险废物焚烧发电装置图

Fig. 4-23 Simplified scheme of a hazardous waste incinerator

对于裂解工艺过程，人们已经在最近几年对其开展了深入研究，也取得了一些开拓性的成果，如汉堡大学的的Hamburg工艺，日本的Kobe-Steel工艺和PyrocyclingTM真空裂解技术^[110,111]等。只有少数的热解装置用于分解单组分PVC的实验过程（见图 4-24）。根据文献总结，这些热解实验过程中，单组份PVC的真空热解对比其它方法，会得到更好的裂解油产率（32.39 %）。因此，本文将真空热解过程作为研究对象。

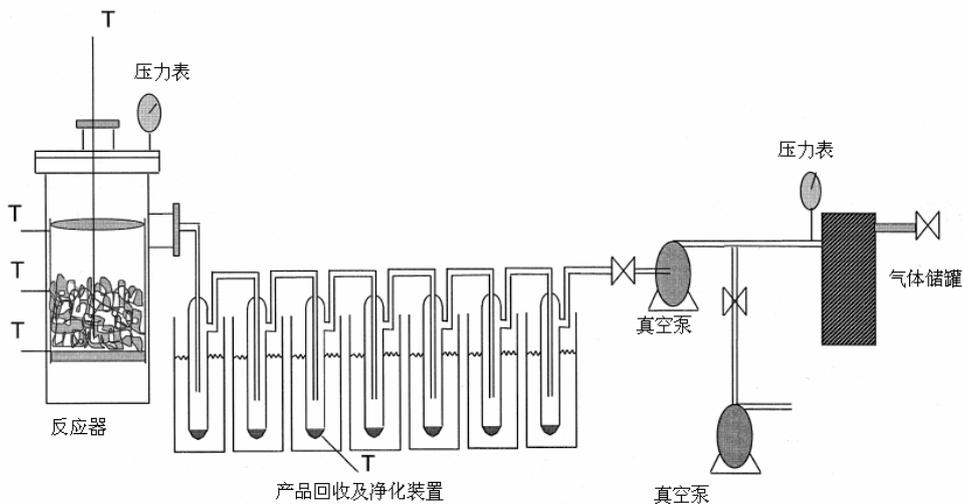


图 4-24 PVC 塑料真空裂解实验装置

Fig.4-24 The schematic flow of the vacuum pyrolysis system

但PVC真空热解还没有广泛应用，它详细的工艺信息是有限的。为了使研究工作顺利进行，本项研究中采用了污染物转化系数^[113-115]。转化系数使得我们可以通过系统进料元素组成，集合相应的工艺条件，推测出各类污染物的排放量。转化系数提供了一个模型来计算特殊原料成分，如PVC废物焚烧过程中污染物排放量，这些均基于进料元素组成和确定的工艺条件。根据这一原理，真空热解过程也可以用相似性的方法研究。一些重要的信息或数据（如PVC热值和元素组成）可从文献资源中大量获得。

4.5.2 废聚氯乙烯两种热处置技术生命周期分析的范围确定

在这部分研究中，我们选择以 100kg 废聚氯乙烯塑料为功能单位，废聚氯乙烯两种热处置技术为：高温焚烧工艺和真空裂解工艺，最终产品均为电能。

正如前面提到的很难找到一家废物焚烧处置工厂进行 100%聚氯乙烯废物进料的操作。但理论上，可以改善现有的焚烧技术以适应高组分或 100%PVC 废物原料。在此研究中，我们根据和借鉴危险废物焚烧过程，对聚氯乙烯废物焚烧过程进行研究。与 PVC 废物焚烧过程的研究相似，研究初期要通过对 PVC 真空热解过程进行研究，设定一些工艺参数，以便于对这种新型的工艺进行预测性质的分析。在研究中，为了简化计算过程，为预测分析奠定基础，我们进行了以下的工艺参数和工作条件的设定：

PVC 高温焚烧过程

(1)PVC 废塑料的高温焚烧工艺包括两个主要部分：焚烧单元和发电单元(即热-电转换)。其他附属部分包括烟气净化等，PVC 高温焚烧过程系统边界如图 4-25 所示。

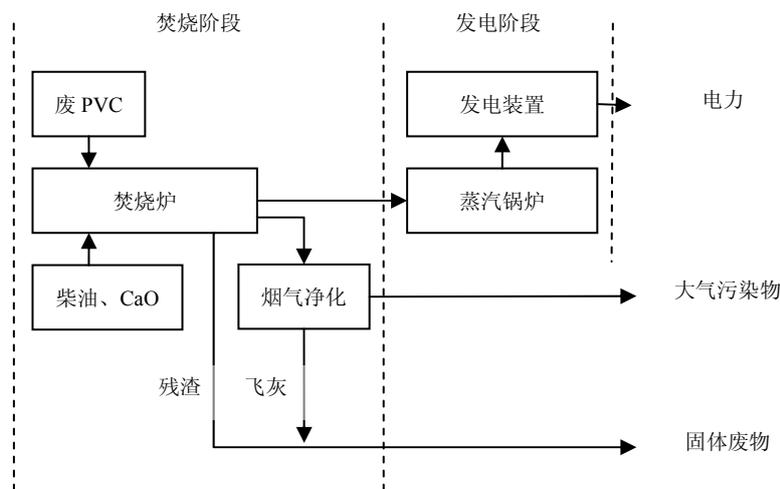


图 4-25 PVC 高温焚烧过程系统边界图

Fig. 4-25 System boundaries of the PVC incineration process

(2) PVC废塑料的预处理和其之前的过程（例如运输等过程）不包含在研究范围内。输入系统的PVC废塑料是干燥的并且杂物已经由前处理去除掉。采用炉窑内投入石灰（CaO）的方法去除HCl，钙/氯的摩尔比为 3.5^[112]。

(3) PVC废塑料焚烧炉需采用高温焚烧设备，可采用回转窑的结构，其工作温度为 800-1600℃，过量空气系数为 1.5。烟气净化系统包括布袋除尘器和脱硝反应器。此项研究中，Hellweg提出的危险废物焚烧处置的排放模型被采用。计算模型所采用的入料元素平均含量和PVC的热值从文献中^[110,111]获得。

(4) 根据文献^[116]，锅炉热转化平均效率 η_B 为 75%，汽轮机组的平均效率 η_T 为 30%，发电机平均效率 η_G 是 97%。除了一些蒸汽排放和能量损失，在发电部分很少有污染物排放，发电（热-电转换）部分产生的污染物极少。对于高温焚烧工艺，电力内部平均消耗为 0.144 kWh /kg废PVC。

(5) 该工艺脱氯产生的废渣需要纳入分析范围，废渣参照危险废物与飞灰合并处置，废渣与飞灰排放量标准化因子与加权系数参照第 3 章“烟尘&粉尘”。

PVC 真空裂解过程

(1) PVC废料真空裂解过程包括两个主要部分：热解单元和发电单元。事实上，发电单元包括燃烧和热-电转换过程，并可以组合成一个单元部分，用于研究。其他附属部分包括热解气体和烟气净化设备，热解气体的净化装置充满NaOH用于高效捕获裂解气中的HCl气体^[110,111]，PVC真空裂解过程系统边界如图 4-26 所示。

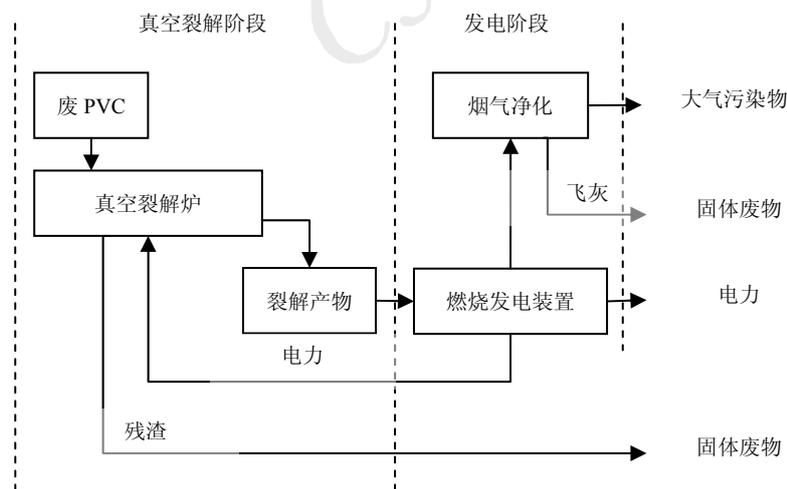


图 4-26 PVC 真空裂解过程系统边界图

Fig. 4-26 System boundaries of the PVC vacuum pyrolysis process

(2) PVC废塑料的预处理和其之前的过程（例如运输等过程）不包含在研究范围内。输入系统的PVC废塑料是干燥的并且杂物已经由前处理去除掉。采用的入料元素平均含量和PVC的热值与高温焚烧过程相同。

(3) 真空热解炉采用电加热, 其工作温度范围 20-360 °C和 360-520 °C^[111]。系统内部电力平均消费为 0.24 kWh/kg废PVC^[117]。

(4) 系统的发电单元利用裂解产物的燃烧发电, 锅炉平均热效率 η_B , 汽轮机组的平均效率 η_T 和发电机平均效率 η_G 与高温焚烧过程相同。燃烧室温度 800-1600 °C。

(5) 该工艺裂解过程伴随脱氯, 产生的废渣需要纳入分析范围, 废渣参照危险废物与飞灰合并处置, 废渣与飞灰排放量标准化因子与加权系数参照第3章“烟尘&粉尘”。

4.5.3 废聚氯乙烯热处置过程生命周期清单分析

4.5.3.1 物质和能量输入输出数据的收集

高分子废PVC废塑料的高温焚烧和真空裂解工艺数据难以从现有的工厂中收集到或监测到, 本文通过文献查找相关工艺单元的工艺参数, 来实现PVC两种热处置工艺的模拟过程。更重要的是我们采用了“转化系数”^[113-115]的概念和方法, 来预测PVC在高温焚烧和真空裂解过程中污染物排放情况。“转化系数”不同于“排放系数”, 两者的区别在于: 转化系数是基于投入特定系统的物料元素组成测算出的污染物排放组成, 输入和输出是以元素组成的方式表达(元素组成主导的系数)。“排放系数”是基于固定物料输入, 测算不同工艺条件下污染物排放变化(工艺条件主导的系数)。在我们的研究中这两种系数均进行了应用。一些重要的设备参数, 例如焚烧过程和真空热解过程中的部分设备规格、发电效率基准值主要来自在中国出版的期刊和文献。

4.5.3.2 物料元素组成与热值

PVC(作为系统进料)及其真空热解产品的元素组成如表4-45所示, 所涉及的元素包括C, H, N, O, S, Cl。在Miranda^[108,109]进行的真空裂解试验的基础上获得了PVC和固体残余物的元素组成基础数值。热解产品的元素组成是通过同一文献的基础上计算的。

表4-45 聚氯乙烯及其真空裂解产物的元素组成

Table 4-45 The elements component of PVC and its vacuum pyrolysis products (wt.%)

样品	裂解温度 (°C)	C	H	N	O	S	Cl	占物料的重量比
PVC	-	37.83	4.75	0.05	0.20	0.07	57.10	100
固体残余物	520	94.82	4.86	0.32	0.0	ND	ND	8.53
裂解产物	520	90.87	13.24	0.07	0.61	0.22	0.8×10^{-3}	32.73
HCl 气体	520	-	1.87	-	-	-	98.13	58.19

ND: 未检出。

聚氯乙烯及其热解产物的热值对聚氯乙烯废物焚烧过程和真空热解过程能量

转换分析是非常重要的数据。聚氯乙烯废物相比城市生活垃圾有较高的发热值。Doka^[114,115]总结了城市生活垃圾中不同成分的热值,指出 PVC 拥有 21.57 MJ/kg 低位热值和 21.67 MJ/kg 高位热值。在此研究中,使用了低位热值,因为烟气中的水是以蒸气的形式存在。

PVC 的真空热解产物可以用作加热设备和燃烧设备的燃料。根据 Miranda 等人的研究^[108,109],真空热解过程中 PVC 热解产物的低位热值是 41.63 MJ/kg。

对于焚烧过程,为保持较高工作温度,系统还需要补充一定数量的柴油作为补充燃料。根据 Doka^[114,115]研究结论,补充燃油输入量为 0.031 kg/kg 废物。

4.5.3.3 污染物转化系数与排放系数

废物处理现有的污染物产生模型经常被用于生命周期分析数据库的建立工作。测算模型已被广泛应用于计算从垃圾填埋场、垃圾焚烧及废水处理等领域。在此研究中,排放污染物的燃烧设备(例如 PVC 焚烧炉、PVC 热解产物燃烧发电设备)是通过转化系数和污染物排放系数进行污染物测算的,燃烧过程污染物转化系数结果见表 4-46(具体包括烟气、废水和灰渣等三个过程)、燃烧过程污染物排放系数见表 4-47(具体包括 NO_x, CO, 颗粒物(TSP), Dioxins, NMVOC),外加轻质燃料油燃烧过程污染物排放系数见表 4-48(也包括 NO_x, CO, 颗粒物(TSP), Dioxins, NMVOC 等)。

对于 PVC 及其真空裂解产物,燃烧过程的排放可用公式 (4-1) 计算:

$$Y=C \cdot TC \quad (4-1)$$

式中, Y—输出矩阵 (g/kg feedstock);

C—PVC 或者其真空裂解产物的元素组成 (g/kg feedstock);

TC—转化系数矩阵 (%)。

表4-46 燃烧过程污染物转化系数
Table 4-46 Transfer coefficients for combustion

	H ₂ O	O	H	C	S	N	P	Cl
烟气 (%)	100.00	91.70	100.00	100.00	0.06	4.63	0.07	0.03
废水 (%)	0.00	0.00	0.00	0.00	95.70	7.93	1.53	99.80
灰渣 (%)	0.00	0.10	0.00	0.00	4.28	0.00	98.40	0.17

4.5.3.4 生命周期分析清单的建立

在工艺分析、数据采集和计算的基础上, PVC 焚烧和真空热解过程的生命周期分析清单得以建立,如表 4-49 所示。清单不包括 Br、I、F 及重金属(如镉、钴、铜、汞、镍、铅、锌)。这些元素的浓度都很低(平均含量<0.001%)。这些元素中的大多数会转移入烟尘和飞灰(合并至固体废物中)。利用转化系数计算痕迹量的排放会带来较高的不确定性。因为这些痕迹量元素不是这项研究的重点,清单中

并没有包括这些元素或它们的化合物的数据信息。

表4-47 燃烧过程污染物排放系数

Table 4-47 Process specific emissions of the combustion (*Process emission factors*)

排放种类	单位	大气污染物排放量
NO _x	g/kg	0.18
CO	mg/kg	4.12
Particles (TSP)	mg/kg	39.87
Dioxins TEQ	ng/kg	299.94×10 ²
NM VOC	mg/kg	—

表4-48 外加轻质燃料油燃烧过程污染物排放系数

Table 4-48 Emissions from the combustion of the average light fuel oil additional input (*Fuel emission factors*)

排放种类	单位	大气污染物排放量
CO ₂	kg/MJ	7.20×10 ⁻²
NO _x	g/kg PVC	7.94×10 ⁻²
CO	mg/kg PVC	15.88
PM total	mg/kg PVC	0.13
Dioxins TEQ	ng/kgPVC	0.06×10 ⁻²
NM VOC	mg/kg PVC	3.35

4.5.4 废聚氯乙烯热处置过程环境影响评价

对于 PVC 废塑料的高温焚烧和真空裂解的评价分两个方面，分别是能源转化效率的评价和环境影响潜值的评估。环境影响潜值的测算和环境影响的评估可以通过第 3 章所建立的生命周期评价模型实现。对于两种工艺的能源转化效率的评价可以通过系统物料中输入量及其发热值、系统电力输出等数值进行测算。考核两种工艺的能源转化效率可以采用公式(4-2)、公式(4-3)。

$$K = \frac{E_{output}}{E_{input}} \cdot 100\% \quad (4-2)$$

式中， K —工艺的能源转化率 (%)；

E_{output} —能量输出(MJ)；

E_{input} —能量输入(MJ)。

$$E_p = \frac{E_{output}}{M_{input}} \quad (4-3)$$

式中， E_p —处理单位质量PVC的电力输出(MJ/kg)；

E_{output} —能量输出 (MJ)；

M —投入系统的PVC质量 (kg)。

表4-49 PVC焚烧和真空热解过程的生命周期分析清单
Table 4-49 Inventory of PVC incineration and vacuum pyrolysis processes

项目	高温焚烧工艺	真空裂解工艺
输入	PVC (kg)	100.00
	燃料油(kg)	3.10
	氧化钙(kg)	315.00
	NaOH (kg)	-
	热值 (MJ)	2300
输出	CO ₂ (kg)	149.01
	CO (kg)	2.00×10^{-3}
	NO _x (kg)	7.61×10^{-3}
	NM VOC (kg)	0.34×10^{-3}
	二噁英 TEQ (ng)	300.00
	SO ₂ (kg)	8.40×10^{-5}
	HCl (kg)	1.76×10^{-2}
	烟尘 (kg)	4.00×10^{-3}
	固体废物 (kg)	359.23
	电力 (MJ)	418.77
	排污单元	焚烧装置: 大气污染物 固体废物

4.5.4.1 环境影响潜值计算

环境影响潜值计算过程见第 3 章相关内容, 所涉及的环境影响类型包括: 全球变暖、酸化、富营养化、光化学氧化、灰渣和灰尘。结果如表 4-50 所示。

表4-50 处置100 kg PVC资源化技术的环境影响潜值

Table 4-50 Values of different environmental impact categories for treatment of 100kg waste PVC

环境影响类型	污染物	排放当量(kg-eq.)	
		高温焚烧	真空裂解
全球变暖	CO ₂	149.01	109.05
	CO	4.00×10^{-3}	2.60×10^{-4}
	NO _x	2.44	1.12
	小计	151.45	110.17
酸化	SO ₂	8.40×10^{-5}	8.60×10^{-5}
	NO _x	5.33×10^{-3}	2.44×10^{-3}
	HCl	1.55×10^{-2}	7.11×10^{-8}
	小计	2.09×10^{-2}	2.53×10^{-3}
富营养化	NO _x	1.03×10^{-2}	4.71×10^{-3}
	小计	1.03×10^{-2}	4.71×10^{-3}
光化学氧化	NM VOC	2.04×10^{-4}	1.66×10^{-3}
	CO	6.00×10^{-5}	3.90×10^{-6}
	小计	2.64×10^{-4}	1.66×10^{-3}
灰渣、烟尘	烟尘	4.00×10^{-3}	1.31×10^{-3}
	灰渣	359.23	101.83

4.5.4.2 环境影响潜值的标准化与加权

采用第3章论述的标准化与加权方法对环境影响潜值进行处理,结果见表4-51。对于PVC焚烧工艺,其加权环境影响潜值为0.27,而真空裂解工艺的加权环境影响潜值为0.09。两种技术的各类环境影响潜值见图4-27。

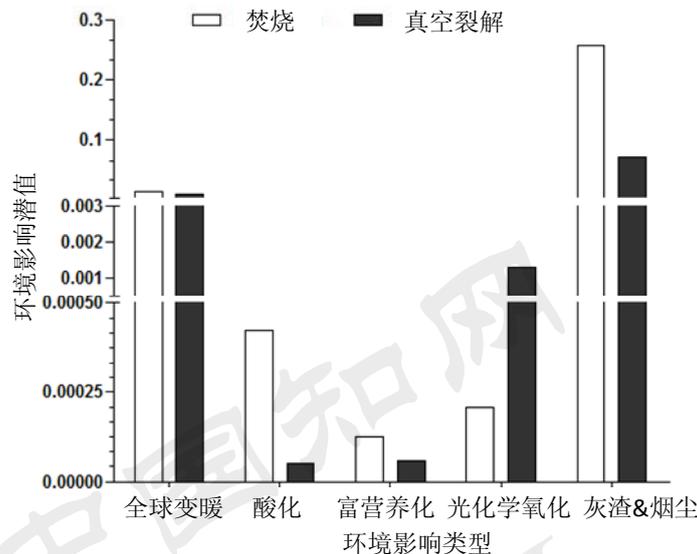


图4-27 环境影响潜值的加权值

Fig. 4-27 Weighted environment potential of 100 kg PVC disposal

4.5.5 高组分废聚氯乙烯热处置技术生命周期评价不确定性分析

4.5.5.1 高组分废聚氯乙烯热处置技术清单数据不确定性分析

按照本章4.2.5.1的方法,对高组分PVC废塑料热处置技术清单数据进行不确定性分析,得出基本不确定度、附加不确定度和算法不确定度,最终得到总不确定度和清单数据的变异系数CV,见图4-28。

由图4-28可以看出,25组数据不确定数值可分为4种:4.64%、5.03%、6.27%、20.32%,所有数据的CV均小于25%,清单数据质量符合预设标准,不确定性较低。因此该生命周期清单数据质量达标,可靠性较高。

4.5.5.2 高组分PVC废物热处置技术生命周期影响评价结果不确定性分析

与“4.2.5.2 废塑料直接再生技术生命周期影响评价结果不确定性分析”方法相同,将计算获得的SGSD和清单数据输入到Simapro7软件中,同时输入环境影响评价参数,并对计算过程进行蒙特卡洛模拟,由此可以得到高组分PVC废物热处置技术LCIA结果的特征化不确定度、标准化不确定度和权重不确定度,结果见表4-52示。LCIA结果的不确定度由其LCIA的变异系数和95%置信区间的上下限值表示。

表4-51 环境影响潜值的加权值

Table 4-51 Weighted environmental potentials for different environmental impact categories

	排放当量		标准化因子	权重因子	加权环境影响潜值	
	高温焚烧	真空裂解			高温焚烧	真空裂解
全球变暖	151.45 kgCO ₂ eq.	110.17 kgCO ₂ eq.	3.59×10 ³ kgCO ₂ eq./ (capita.yr)	0.74	3.12×10 ⁻²	2.27×10 ⁻²
酸化	2.09×10 ⁻² kgSO ₂ eq.	2.53×10 ⁻³ kgSO ₂ eq.	41.9 kg SO ₂ eq./ (capita.yr)	1.32	6.58×10 ⁻⁴	7.97×10 ⁻⁵
富营养化	1.03×10 ⁻² kgPO ₄ eq.	4.71×10 ⁻³ kgPO ₄ eq.	8.35kg PO ₄ -eq./ (capita.yr)	1.28	1.58×10 ⁻³	7.22×10 ⁻⁴
光化学氧化	2.64×10 ⁻⁴ kgC ₂ H ₄ eq.	1.66×10 ⁻³ kgC ₂ H ₄ eq.	6.05kg C ₂ H ₄ eq./ (capita.yr)	1.18	5.15×10 ⁻⁵	3.24×10 ⁻⁴
灰渣、烟尘	3.59×10 ² kg(Dust)	1.02×10 ² kg(Dust)	29 kg(Dust)/(capita.yr)	1.77	21.9	6.22
合计					21.96	6.24

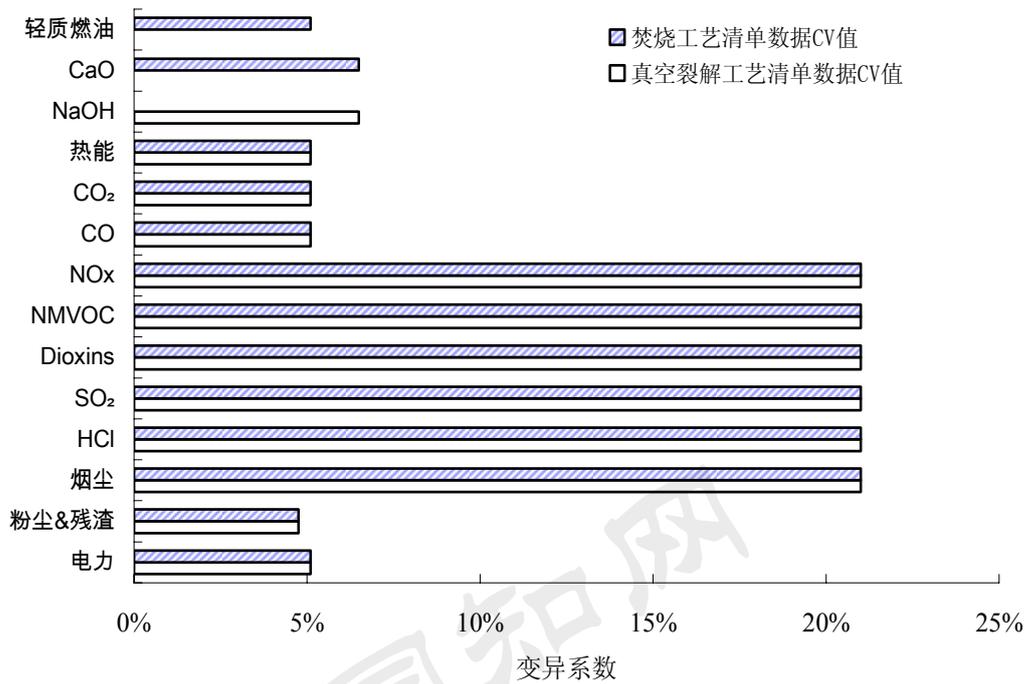


图 4-28 PVC 焚烧裂解和真空裂解清单数据不确定性对比

Fig. 4-28 Comparisons of the incineration and vacuum pyrolysis process inventory data uncertainty

表 4-52 “焚烧”技术和“真空裂解”技术的 LCIA 结果不确定性

Table 4-52 The LCIA uncertainties of the PVC incineration process and PVC vacuum pyrolysis process (95% confidence interval as upper and lower limits)

LCIA 结果	环境影响评价	高温焚烧		真空裂解	
		CV	上下限值	CV	上下限值
特征化	全球变暖	5.02%	(-7.08%, +13.27%)	5.19%	(-11.27%, +11.74%)
	酸化	6.13%	(-8.7%, +15.94%)	5.6%	(-12.05%, +12.05%)
	富营养化	6.07%	(-8.7%, +15.76%)	5.06%	(-10.09%, +11.47%)
	光化学氧化	4.2%	(-9.32%, +8.47%)	4.85%	(-9.23%, +10.6%)
标准化	灰渣、烟粉尘	4.14%	(-7.22%, +11.67%)	4.1%	(-10.1%, +5.88%)
	全球变暖	5.02%	(-6.92%, +13.46%)	5.19%	(-11.02%, +11.43%)
	酸化	6.13%	(-9.03%, +15.8%)	5.6%	(-11.9%, +12.06%)
	富营养化	6.07%	(-8.94%, +15.56%)	5.06%	(-10.06%, +11.17%)
权重	光化学氧化	4.2%	(-8.84%, +8.84%)	4.85%	(-9.32%, +10.43%)
	灰渣、烟粉尘	4.14%	(-7.64%, +11.11%)	4.1%	(-9.88%, +6.67%)
	全球变暖	5.02%	(-6.94%, +13.43%)	5.19%	(-10.84%, +11.82%)
	酸化	6.13%	(-8.81%, +15.95%)	5.6%	(-11.89%, +12.11%)
	富营养化	6.07%	(-8.64%, +15.91%)	5.06%	(-9.96%, +11.11%)
	光化学氧化	4.2%	(-8.88%, +8.34%)	4.85%	(-9.15%, +10.46%)
	灰渣、烟粉尘	4.14%	(-7.36%, +11.63%)	4.1%	(-9.88%, +6.72%)

由表 4-52 可以看出，高组分 PVC 废物热处置技术环境影响种类：全球变暖、酸化、富营养化、光化学氧化、烟尘&粉尘，其结果的 95%置信区间的上下限值在中位数附近 10%左右浮动，不确定性较小。且三个计算步骤（特征化、标准化和权

重)的不确定性基本一致,没有较大的波动,计算结果稳定。因此 LCIA 结果具有较大的可靠性。

4.5.6 废聚氯乙烯两种热处置技术综合对比

4.5.6.1 高组分 PVC 废物热处理能量转换效率的比较

在 100 kg PVC 高温焚烧过程中,能量输入和输出 2300 MJ 和 418.77 MJ。焚烧过程中能源转化率(K)和单位质量 PVC 能量产出(EP)分别为 18%和 4.19 MJ/kg。在 100 kg PVC 真空热解过程中,能量输入和输出 2157 MJ 和 210.98 MJ。真空热解过程中能源转化率(K)和单位质量 PVC 能量产出分别为 10%和 2.11 MJ/kg。

根据分析结果,高温焚烧工艺与真空热解过程之间的能量转换效率的差异是很明显的。焚烧过程中的能量转换效率优于真空热解过程。这种结果是由内部的能源消耗的不同造成的,特别是由于真空热解过程内部的电力消耗较高,例如,热解炉消耗的能量约占产出能量的 1/5。

此外,虽然真空热解过程可以提高可燃油气 H-C 比(PVC 热解产物),但仍有部化石碳残留在残渣废物中。真空热解过程的化石碳具有损失,虽然减少能量输出,但有助于减少二氧化碳的排放。

4.5.6.2 高组分 PVC 废物热处理环境影响比较

根据环境影响评估,废 PVC 高温焚烧处理过程中总的环境影响潜值明显高于真空热解过程。

环境影响类别中,高温焚烧工艺、真空热解工艺的全球变暖影响潜能具有相同的数量级。温室气体(如 CO_2 , CO , NO_x)是导致全球变暖的主要因素,二氧化碳是温室气体的主要来源。造成焚烧工艺和真空热解过程之间环境影响潜值巨大差异的是灰渣和烟尘影响。灰渣和烟粉尘在总的环境影响潜值中贡献最大,酸化、富营养化和光化学臭氧合成影响潜值在总的环境影响潜值中所占比例较小。

4.5.6.3 污染控制重点单元

废聚氯乙烯高温焚烧过程中,对环境的影响类型主要为固体废物(灰渣和烟粉尘),其环境影响负荷占总环境影响负荷的 99.8%。真空裂解过程中,对环境的影响类型主要为固体废物(灰渣和烟粉尘),其环境影响负荷占总环境影响负荷的 99.6%。

在高温焚烧和真空裂解过程中,环境影响潜值的主要来源为工艺过程中脱氯环节产生的固体废物。对于高温焚烧过程,炉内脱氯剂增加了固体废物产生量,对于真空裂解过程,裂解炉内氯气解脱和尾气吸收会产生残渣和废物。焚烧装置是重点污染物(包括空气污染和固体废物)产生控制单元。在真空热解过程中,固体废物来源于热解单元。因此,减少焚烧过程和真空热解过程中固体废物的生成量有助于降低总的环境影响潜力。减少热处理残渣产生量和提高脱氯过程效率

是工艺优化的重点方向。

4.6 本章小结

本章采用生命周期评价方法分别对废塑料“直接再生”、“催化裂解”、“氢化裂解”、“共焦化”、“RDF 焚烧”、“高温焚烧”及“真空裂解”等资源化技术进行了评价，评价中对废塑料上述资源化技术清单数据生命周期影响评价结果进行了不确定性分析，并给出了废塑料各种资源化技术对环境的潜在影响以及各种技术资源化过程中污染控制关键环节，可以得到如下主要结论：

(1) 废聚丙烯“直接再生”资源化技术的四个工艺阶段中，“干燥阶段”对环境的潜在影响最大，是污染控制的重点环节。该技术对环境的影响类型主要为“全球变暖”、“酸化”、“烟尘&粉尘”，三项环境影响共占总环境影响的 89.5%。

(2) 废聚乙烯的催化裂解资源化技术对环境的影响负荷小于氢化裂解法，大约只为氢化裂解法处理的 87%。催化裂解技术对环境的影响类型主要是臭氧耗竭、全球变暖和酸化，产污的重点环节是“催化改质”阶段；而氢化裂解技术对环境的影响类型主要为全球变暖、烟尘&粉尘、臭氧耗竭和酸化，产污的重点环节是“氢化裂解”阶段。

(3) 废聚苯乙烯“共焦化”过程中酸化、烟尘&粉尘和全球变暖影响的环境影响负荷较大，分别占总环境影响负荷的 34.1%、27.6%和 23.5%。“共焦化”的三个工艺阶段中，“入炉炼焦阶段”是环境影响最大的环节，占废聚苯乙烯（PS）共焦化技术总环境影响的 93.5%，是污染控制的重点环节；

(4) 废聚氯乙烯 RDF 焚烧发电过程中，对环境的影响类型主要为全球变暖影响和酸化，其环境影响负荷分别占总环境影响负荷的 63.2%和 14.8%。RDF 焚烧发电技术中的“锅炉焚烧”环节占总环境影响潜值 99.6%，是污染控制的重点环节。

(5) 废聚氯乙烯高温焚烧和真空裂解过程中，环境的影响类型主要为固体废物（灰渣和烟尘），其环境影响负荷分别占总环境影响负荷的 99.8%和 99.6%。灰渣和烟尘分别由焚烧装置和裂解装置产生，焚烧单元和裂解单元是污染控制的重点环节。

第 5 章 废塑料资源化技术的管理与政策策略

本文在前几章对废塑料资源化技术进行了评估，并对四种典型废塑料的资源化技术实施过程中对环境的潜在影响进行了分析。但是，本文并没有对废塑料的资源化技术的先进性进行评估，而且，废塑料的资源化可持续发展还需要从环境管理策略、技术发展政策等方面给予支持。本章拟从这几个方面给出废塑料资源化可持续发展中相应的政策建议。

5.1 废塑料资源化技术产业化策略

废塑料资源化作为静脉产业，把当今世界发展所遇到的两个共同难题——“垃圾过剩”和“资源短缺”有机地协调起来，“变废为宝”是解决废塑料环境问题的可行出路。废塑料资源化作为战略性新兴静脉产业的重要组成部分，应下大力气加以推动。废塑料资源化技术产业化管理策略有如下几方面：

(1) 制定和完善相关法律法规体系

2007 年，我国发布了《废塑料回收与再生利用污染控制技术规范》（试行），标志着我国废塑料资源化法律法规的建立迈出了第一步。在此基础上，我国于 2012 年发布了《废塑料加工利用污染防治管理规定》。上述技术规范和部门规章的出台为我国废塑料资源化法律法规的建立打下了基础。但是应当看到，我国在废塑料回收处理的法制化建设过程中还面临很多实际问题需要解决，例如试行技术规范的法律地位不高，仅为参照执行，部门规定还未上升到法律层次，强制力度和执行效率不够，缺少配套排放标准，这给主管部门的规范化管理带来困难。

当前，要从经济、社会和环境等方面重点考虑如何健全废塑料资源化监管法律体系，从国家层面完善相关法律制度、配套政策及标准。同时，要借鉴废弃电器电子产品的回收管理模式，尤其是尽快确立生产者延伸责任制和生态补偿机制，形成谁生产谁治理的良性循环，摒弃以罚代管的弊端。无论是从国外已有的成功范例来看，还是从国内试点实践中所出现的新趋势来看，以生产者延伸责任制为指导构建的回收和处理模式是一项成功的、富有活力的模式。例如塑料制品生产企业应优先考虑废塑料的回收与处置问题，虽然在短期内会导致企业的生产成本增加，负担加重，但是从长远来看，有助于增强企业的竞争力和应对国外技术性贸易壁垒的能力。

(2) 完善许可证制度和产业化制度

由第 4 章废塑料典型资源化技术的生命周期评价结果可以看出，各种废塑料在其资源化利用中，会对环境构成潜在的影响。而且，不同的资源化技术其影响程度有较大不同。为了减少废塑料资源化过程中对环境的污染，需要对废塑料处

理企业实行资格审核备案制度。由于废塑料的安全处置关系到公共利益、人民身体健康、环境生态安全，应当对从事废塑料集中处置的企业实行许可制度，对相关条件进行审查，包括企业的技术条件、设备设施等。目前，对于医疗垃圾中的废塑料制品的处置和进口废塑料的行为，我国已经有明确的资格审查管理法规和制度，但是对于其他行业产生的废塑料还没有相应的处置资格审查制度。通过资格审查，可避免一些不具备技术和设备条件的小作坊，采用严重污染环境的方式处理废塑料，对生态环境造成严重危害。

(3) 加强废塑料资源化新技术的研发

现有的资源化技术对于环境的潜在影响还比较大，资源化利用的程度还比较低，没有充分利用废塑料资源部分，需要加大研究力度，加强废塑料资源化新技术的研发。一些新技术在理论论证的基础上，要加强试验论证，增加技术储备。当前已有一些新技术被投入到废塑料资源化的基础研究之中，例如苯乙烯（PS）泡沫超临界水解技术试验结果显示，聚苯乙烯（PS）泡沫在超临界水中降解为油状产物，在反应前30min内，分子量降低约98%。添加剂能有效地促进降解反应得到分子量更低的产物，当反应时间短或无添加剂存在时，提高温度对降解反应有显著的促进作用。有研究人员研究了在超临界水中通过添加添加剂对聚苯乙烯泡沫塑料进行分解的方法，结果表明，反应产物为苯及苯的衍生物（从苯、乙苯、丙苯直到四连苯）。再例如聚氯乙烯真空裂解工艺，人们已经在最近几年对其开展了深入研究，也取得了一些开拓性的成果，如汉堡大学的Hamburg工艺，日本的Kobe-Steel工艺和PyroclyclingTM真空裂解技术^[110,111]等。试验发现，单组份PVC的真空热解对比其它裂解方法，会得到更好的裂解油产率（32.39%），而且产品中氯元素含量得到很大程度降低。这些实验室的研究结果表明，采用先进技术对废塑料的充分资源化，不仅实现了经济效益，而且可大大减少对环境的污染。

(4) 加强舆论宣传，提升公众环保意识

国民的环保意识整体提高是废塑料资源化的前提。增强环保意识，就要求政府加大宣传、教育的力度。通过电视、报纸、杂志、网络等宣传渠道，让公众明白周围环境受到污染将会影响到每个人的生活，保护环境是每个人的责任。同时，政府应该加大有关废塑料资源化的宣传力度，废塑料的肆意丢弃和不当处置，对个人和社会存在极大的危害。

提升公众环保意识要从三个方面加大工作力度，一是加强媒体宣传与信息公开，二是鼓励全社会参与废塑料资源化过程，包括收集、分类等。三是全社会参与废塑料资源化过程的监督，包括，对工厂的环境排污的监督等。在这方面我国应向一些发达国家学习，特别一些资源匮乏的国家，例如日本，该国一些地方政府定期将垃圾资源化相关情况、成果、课题等信息全部向市民公开，利用一切可

能的手段持续地向市民发布政策的信息。具体的做法多种多样：向市民发布《垃圾报告》，把有关废弃物的详细数据以市民易于理解的方式整理出来定期公布，并且把每个月的垃圾数据向市民发布，信息披露与共享使全民产生危机感。同时该国利用地方的区政协议会、妇女会、老人会、儿童会等传统的基层组织传达政府管理部门有关垃圾分类收集等信息，协助管理部门召集举办居民说明会等；支持市民的垃圾减量、循环利用活动，指导市民进行彻底的垃圾分类投放，取得了非常好的效果。

(5) 密切关注国内外动态，加强国际交流

欧盟、美国、日本等发达国家在废塑料回收方面积累的许多宝贵经验值得我国相关生产企业和科研机构学习。相关科研机构有必要密切跟踪这些地区的最新动态，广泛开展国际合作，与有关国际组织和国家建立合作机制，积极引进国外先进技术和管理经验，健全我国废塑料回收处理体系。加强国际交流应着重两个以下方面内容：

首先，要学习先进国家废塑料资源化先进的过程管理经验。在这方面我国与发达国家差距不小，需要借鉴。例如欧盟国家的“绿点体系”，绿点体系就是塑料包装的生产者必须付绿点费给国家包装回收公司，产品根据包装环保问题设置了交易屏障，欧洲包装回收组织（PRO Europe）建立了“绿点”标志，并让它成为欧洲的一种商标，在绿点费用的资助下，回收和处理公司会有机会的对包装废塑料进行回收。再例如美国的“退瓶法”，顾客购买易拉罐饮料或塑料包装可口可乐、啤酒时必须为包装多付钱，这样就鼓励消费者在使用后将饮料瓶退还给商家，而每一个商家有义务收集包装瓶。“退瓶法”是“延伸生产者责任”的一个典型案例。为了便于回收利用，美国环保署还建议塑料瓶生产厂家不要给用于水和牛奶包装的 HDPE 瓶着色，不要给 PET 瓶着色，使用单一品种塑料生产塑料瓶等。

其次，要学习先进国家废塑料资源化技术的研发。总结国外废塑料资源化技术的研发历程，大体可以分为两条研发路线，一是依托已有成熟的工业技术，利用大型企业雄厚的工业基础，通过改进工艺条件，实现废塑料资源化利用。二是充分发挥学校、科研机构对基础开发加大投入。例如美国、日本等国，研发便是走的第一条道路，这些国家利用发电厂、炼钢厂、水泥窑等成型的工艺设备，通过改进，消化利用了大量的废塑料，创造了可观的经济效益和环境效益。欧洲的一些国家比较重视基础研究，例如德国汉堡大学的 Kaminsky 小组开发了从实验室规模、中试规模的实验装置到示范装置的流化床热解装置，通过该装置成功裂解了废轮胎橡胶及混合塑料等有机材料。

总之，通过系统、深入的学习和交流，可以取长补短，结合我国实际，因地制宜的建立起满足我国国情的管理体系和技术研发路线。

5.2 废塑料资源化技术环境管理策略

废塑料资源化环境管理方面的政策建议包括以下三个方面:

(1) 废塑料资源化过程监管策略

废塑料资源化监管应形成由政府推动、部门联动、企业行动组成的全过程动态机制。

从国家政府层面制定相应废塑料资源化过程的技术规范、产品标准和排放标准,建立监管技术体系、建立废塑料资源化过程数据库,从废塑料资源化企业的规划、建设项目的环境监管、生产过程和污染防治设施的建设、管理方面提出宏观管理要求。

对于环境管理部门,应抓好环保监管前置,强化环保审批,按照《环境影响评价法》等有关法律法规要求履行建设项目环境管理审批程序,落实污染防治措施,按照设计、施工、投产“三同时”原则建设污染治理设施和节能降耗设施。加强完善相应的监管程序和管理框架;编制环境监察技术手册,包括监管程序、监管标准体系、监管方法体系,对废水、废气、废渣等污染物排放不符合相关标准要求的废塑料再生利用企业,责令其限期整改或停止生产、关闭生产设施。

对于废塑料资源化处理企业,应通过调查现行运行管理体系,发现问题,建立完善的针对污染控制的运行管理程序,编制典型污染控制技术指南。企业内部应设立环境管理与监测机构,负责企业内部的环境管理和编制企业年度环境影响报告书,开展企业自行监测工作,并及时公布企业污染物排放状况监测报告,定期在企业内部进行环保自评,向社会公布企业环境信息,加强绿色环保知识学习和强化企业员工环境保护意识。

(2) 严格控制资源化技术的重点排污环节

废塑料资源化过程有可能对环境造成影响,特别是当前国内废塑料回收、加工市场准入标准低,设备投资少、技术含量低等原因,许多企业的再生利用生产工艺及设备存在安全隐患,再生利用的过程中极可能对周围环境造成“二次污染”等。为了降低环境风险,必须通过严格的清洁生产等手段降低污染物产生,严格控制废塑料资源化过程中的重点排污环节,通过不断改进生产技术、改善管理,从源头削减污染,提高资源综合利用率。例如,在本项研究中,重点对“直接再生”、“催化裂解”、“热能回收”三种技术途径的污染控制重点环节进行了分析和阐述,那么在今后的管理中可以针对“直接再生”技术的“干燥”环节、“催化裂解”、“氢化裂解”及“真空裂解”技术的“裂解”环节、“共焦化”技术的“入炉炼焦”环节及“RDF 焚烧”及“直接焚烧”技术的“焚烧”环节加大污染控制力度。

推广废塑料资源化技术要根据不同地区的环境特点,选取最适合的技术大力发展,例如,对于已经产生和可能产生酸雨的地区或者其他二氧化硫污染严重的

地区,要限制“共焦化”这种酸化影响较大的废塑料资源化技术,对于我国中东部富营养化较为严重的流域或地区,就不宜采用裂解这种对环境造成富营养化影响程度较大的技术;对于大气层稳定周期较长,湍流易受到抑制的地区,烟尘&粉尘、臭氧耗竭和酸化影响较大的废塑料资源化技术就应适度和谨慎发展,提前要做好充分的论证和评估。

(3) 建立废塑料资源化技术基础数据库

目前,我国废塑料行业在废塑料产品环境信息采集、资源化技术过程信息采集等方面工作较为落后,数据形式单一、采集自动化程度低。与循环经济发展的要求所不同的是企业仍然采用传统的信息采集方式,例如,只统计车间整体的物耗和能耗,缺少对工艺层面污染物排放的检测和计量。很多企业没有专门安装针对物耗、能耗、污染物排放的设备层面的测量仪器、仪表,无法精确地对每台设备的实际能耗、物耗和排放进行监控与管理,而这些方面正是未来循环经济发展对于污染排放企业的技术要求。另一方面,由于这种现状,我国目前也缺少一套相对完整的废塑料资源化技术基础数据库,这在很大程度上制约了我国废塑料资源化技术的分析、评价与研究。因此,有必要完善我国废塑料行业数据采集工作,积累各项技术的环境数据,建立废塑料资源化技术的 LCI 基础数据库。

(4) 继续深入开展废塑料生命周期分析的研究工作

废塑料生命周期分析工作是一个不断完善的过程,需要投入更多的研究力量。今后的研究应进一步扩展资源化技术工艺环节,拓展环境影响考察种类,从传统的废水、废气、固体废物研究向振动、噪声、剧毒化学物、持久性有机污染物、环境健康风险等方面推进,建立相应的影响因子、标准化方法及指标权重。同时,废塑料资源化技术随着时代的发展也在不断进步,新工艺、新方法层出不穷,每种工艺均需要根据国情进行科学的分析和评估,考察其未来发展的潜力。因此,生命周期分析方法作为一种有力的工具,应当贯穿废塑料资源化技术研发的整个过程,持续不断的深入开展废塑料生命周期评价的实际应用研究。

5.3 废塑料资源化技术的经济政策建议

废塑料的资源化经济发展方面的政策建议包括以下三个方面:

(1) 制定废塑料综合利用规划,提高资源化产品的经济附加值

近年来,我国在政策体系建设、保障资金投入、行业系统扶持等方面做了大量的循环经济工作,但是在行业层面上,关于废塑料的回收利用尚缺乏综合利用的完整规划,循环经济的发展处于较低水平。例如,在废塑料回收利用行业内,从业的企业普遍生产与经营规模小、工艺技术较落后,很多仍采用家庭小作坊的生产方式,又如用于饮料瓶聚酯再生粒料的制作属于高档再生原料,但这种原料多数被纺织行业作为经济价值较低的纤维加以利用,而实际上聚酯瓶再生原料可

用来生产更高经济价值的产品，用作于生活用品或工业用品后，还可以进行二次、三次等更多途径的再生利用。此外，一些新型的废塑料回收产品还没有被广泛关注，例如，家用电器塑料、汽车用塑料等新兴塑料用途的回收工作还有待进一步探索。

因此，在提高废塑料再生利用产品的品质的同时，开发经济价值更大的资源化途径及其产品，才能真正促进废塑料“循环”的“经济”型发展方式。

(2) 建立再生塑料的鉴别与分类体系，提升资源化的社会效率

目前由于我国塑料分类管理措施不到位，某些品质较高的塑料被动“降级”使用，但是，实际上某些消费后的塑料具有与原生塑料相似的性能，直接加工或者通过改性仍能够作为产品生产的原料使用，这种利用方式可以大大增加废塑料资源化产品的经济价值。为了使消费后的塑料能够被充分回用，对于材料的鉴别和分类至关重要，因此需要完善塑料制品原料的身份标识工作，开展先进资源化技术筛选的相关工作，大力推行塑料标志化与资源化技术的国家标准体系，加强塑料再生技术的管理工作。

建立完整、规范的回收体系是废弃塑料回收与再利用的关键环节，在塑料制品进入流通环节之前应该强制采用塑料的分类标志，标明塑料制品及其配件的材料成分与属性，便于进入以后的回收分类体系，从而使整个塑料行业实现可持续发展。具体来说，可以从“产品所用材料种类的标注、可拆解式产品的设计、绿色材料的使用”等方面着手开展落实。

此外，目前废塑料回收利用行业由国家发改委、环境保护部、商务部、海关总署和质检总局等多部门共同管理，行业归口尚不明确，致使缺乏适当的行业引导和相关的技术规范。因此，应尽早明确各归口部门的职责，将废塑料分类回收工作与生活垃圾分类回收工作有效地结合在一起，从而形成整个社会的废塑料回收分类体系。

(3) 增加资金补助和税收优惠政策，加大废塑料资源化的动力

建立废塑料的资源化体系可有效地减少资源消耗和环境污染，然而，我国在宏观调控层面还没有形成有利于废塑料再利用行业健康发展的综合性的政策体系，在实践层面缺乏具体的资金补偿、税收优惠等方面的政策措施，甚至对已经在采购、使用方面环保措施先进的生产性企业尚缺乏认可和鼓励措施。国营废塑料再生利用企业趋于萎缩，许多企业处于亏损边缘。同时，大部分私营的废塑料企业多由中小型企业组成，是废塑料行业的重要组成部分，但是，这些企业同样面临在宏观市场上缺乏稳定的原料供应，大多数企业开工不足，整个行业处于勉强度日的状态，没有发展的后劲，这些现象都不利于行业的健康发展。

综上所述，为促进我国废塑料回收再生利用行业的可持续发展，国家应加大

对资源回收再利用行业的经济扶持政策。国家和地方政府应制定并且实施行之有效的各种经济补贴、优惠政策与扶持措施,如减免税费、对中小企业提供低息贷款、对高技术水平的企业加快环评审批等,对大中型企业促进其技术改造,对国有企业进行体制改革,使全行业形成一种良性的、快速的可持续型的发展模式。

5.4 废塑料资源化技术的中远期发展建议

废塑料资源化技术的中远期(未来十年)发展建议包括以下三个方面:

(1) 落实废塑料资源化相关专项规划

2012年5月,科技部会同国家发改委、工信部、环保部、住建部、商务部和中科院等国务院七部门联合印发《废物资源化科技工程“十二五”专项规划》(以下简称《规划》)。该《规划》是贯彻落实《国家中长期科学和技术发展规划纲要(2006-2020年)》、《国民经济和社会发展第十二个五年规划纲要》和《国家“十二五”科学和技术发展规划》,指导和推进全国废物资源化科技创新,支撑资源节约型和环境友好型社会建设的重要举措。

当前,我国废物资源化相关产业增长快速,特别是废塑料资源化产业,已成为21世纪朝阳产业之一,但相对于发达国家还有一定差距。因此建立资源利用效率高、环境友好的废塑料资源化科技创新体系,对缓解我国资源紧缺,减轻环境污染,推动我国废塑料资源化产业健康持续发展具有重要作用。

(2) 系统地开展资源化技术的综合评价工作

2012年8月22日,国家发展改革委等7部门联合印发《废物资源化科技工程“十二五”专项规划》,指出“废塑料制备高端材料技术”是“废旧高分子材料资源化利用技术”的重点技术之一,“废旧塑料自动化分选分离技术与装备”、“废塑料瓶智能化自动回收装备”、“废旧塑料超净化处理改性再生技术与装备”、“废旧塑料催化裂解技术”、“再生塑料生产聚丙烯腈工业碳纤维技术”、工程塑料回收再利用整体设计技术等是重点研发对象。但是,从经济、社会、环境的整体角度考虑,这些新技术方向在可选择技术体系中是否是“最优的”需要进行综合评价。

本文所构建的废塑料资源化技术的评估技术体系,是综合考虑了废塑料资源化过程中的经济、社会与环境的影响,提出了有7个三级指标构成的评价指标层次体系,通过层次分析法确定了每个三级指标的权重,通过德尔菲法给各个三级指标赋值,这样可以综合评估废塑料资源化技术的“优先次序”。例如,通过评估可以得到废聚乙烯资源化技术的“优先次序”为:“直接再生 > 改性再生 > 焚烧热能回收 > 催化裂解 > 氢化裂解”。但是,随着废塑料资源化技术的进步、工艺的改进、清洁生产和循环经济的实施、管理水平的提高等变化,这一排序也会发生改变。这就需要对我国新出现的各种废塑料资源化技术进行系统评价,识别新技术在“社会、经济、环境”方面的特征,从中有针对性的选择技术发展的各种主要

方向，制定技术优先发展战略。

(3) 优先研发废塑料分选技术

废塑料的分选是制约废塑料再生利用的主要瓶颈之一。优质再生是废塑料回收的必由之路，由于不同树脂的熔点、软化点相差较大，为使废塑料得到更好的再生利用，生产出高品质的产品，发展可以分类处理单一品种的废塑料资源化技术是必然的要求。

从产品质量角度，组分单一的废塑料是生产高品质再生产品的前提条件，回收塑料的纯度至少应达到99%以上时，才能实现对热塑性塑料的优质再生。此外，以焚烧回收热能为例，鉴于塑料和油品具有相似的燃烧热值，因此将废塑料焚烧用于发电在理论上是一种合理的再利用途径，并且废塑料的固体混合物焚烧之后可减容90%左右。然而，目前我国针对废塑料通过焚烧进行热能回收的技术发展尚处于起步阶段，其主要根源之一是废塑料来源成分复杂，不同种类塑料之间的混合问题和掺加杂质问题都比较严重，不仅降低了燃烧的热值，而且工艺条件变化幅度较大，不易操作控制，且有相当组分不能完全转化为能源而成为污染物，导致我国目前还不能进行废塑料焚烧产热发电的应用。

(4) 加大清洁生产技术支持改进的支持力度

由本论文的研究结果可以得到，各种资源化技术过程中普遍存在环境污染问题。例如，催化裂解处理废聚乙烯塑料过程中，对环境的影响类型主要在臭氧耗竭、全球变暖和酸化，其环境影响负荷分别占总环境影响负荷的31.0%、26.8%和22.5%，三者占总环境影响负荷的80.3%。针对我国塑料再生利用企业，目前的国情是技术水平普遍较低，产品的科技含量与附加值都不高，各种环境保护措施也不到位，这些现状是造成资源化技术过程中资源浪费和二次污染的主要原因。尽管国家出台了一系列优惠与扶持政策，鼓励塑料回收企业的发展，但是，我国废塑料资源化行业还远未形成一个完善的、高水平的回收再利用技术体系。

由于目前我国废塑料回收、再生利用行业准入门槛低，只要投入极少的资金，拥有简单的技术便可从事一般废塑料加工和再生利用的经营，这就导致国内废塑料加工企业基本上是家庭作坊式的小规模企业，从业人员业务知识和技术能力普遍偏低。这些小企业技术装备落后，布局不合理，管理制度跟不上监管要求，产品质量没有保障，许多企业再生利用生产工艺及设备存在安全隐患，生产过程中对周围大气、土壤、水体造成破坏，形成了“二次污染”。

目前，国际上塑料回收再生途径包括物理方法、燃料制备和能量回收方法、化学回收方法等多种方法，但是目前我国废塑料再利用主要仍以物理再生方法为主。在废塑料回收利用的企业中，只有个别大、中型企业能够注重长期发展，不断强化技术的升级和环保设施等方面的投入，努力遵循环保部门的规定进行生产

以达到国家相关法律法规的要求。多数小型企业由于技术投入不足,很难达到环保要求,仍以人工为主的方式处理废塑料,污染物排放比较严重。

所以,废塑料资源化企业必须通过严格的清洁生产等手段降低污染物产生,严格控制废塑料资源化过程中的重点排污环节,通过不断改进生产技术、改善管理,从源头削减污染,提高资源综合利用率。

5.5 本章小结

本章从技术产业化发展、环境管理、经济政策和远期发展这几个方面提出了废塑料资源化技术的政策建议,其中:

(1) 在废塑料资源化技术产业化方面,提出了要制定和完善相关法律法规体系、完善许可证制度和产业化制度、加强废塑料资源化新技术的研发、加强舆论宣传、提升公众环保意识、密切关注国内外动态、加强国际交流等策略;

(2) 在废塑料资源化技术环境管理方面,提出了要加强废塑料资源化过程监管、严格控制资源化技术的重点排污环节、建立废塑料资源化技术基础数据库、继续深入开展废塑料生命周期分析的研究工作等策略;

(3) 在废塑料资源化技术的经济政策方面,提出了要制定废塑料综合利用规划,提高资源化产品的经济附加值,建立再生塑料的鉴别与分类体系,提升资源化的社会效率,增加资金补助和税收优惠政策,加大废塑料资源化的动力等策略;

(4) 在废塑料资源化技术的中远期发展方面,提出了包括落实废塑料资源化相关专项规划、系统地开展资源化技术的综合评价工作、优先研发废塑料分选技术和加大清洁生产技术改进的支持力度等建议。

结 论

本文在综合分析国内外废塑料资源化技术的发展现状及其在技术层面存在问题的基础上,构建了废塑料资源化技术评估方法体系,并采用生命周期评价方法对废塑料资源化常用技术进行了评估和分析,给出了每种资源化技术的实施对环境的潜在影响和污染控制关键环节,在此基础上从技术、经济和环境管理等方面给出了政策建议。上述研究得到以下结论:

(1) 构建的废塑料资源化技术的“评价指标+层次分析+德尔菲法”评价体系,综合考虑了经济、社会和环境三个方面,建立了 7 个三级评价指标,通过层次分析确定了各级指标的权重,采用德尔菲法给每个指标赋值。采用该评价体系对四种废塑料资源化技术进行评价的结果表明,“直接再生”是废聚丙烯、废聚乙烯、废聚氯乙烯三种废塑料的“最优先”推荐的资源化技术;“共焦化”是废聚苯乙烯最优先推荐的资源化技术。

(2) 修订完善的废塑料资源化技术生命周期评价方法体系(包括废塑料资源化生命周期评价模型、废塑料资源化污染物排放当量系数确定方法、环境影响标准化基准体系、标准化环境影响潜值权重因子,数据质量不确定性分析方法),能够较为客观地反映出废塑料资源化过程中对环境的潜在影响。

(3) 废塑料“直接再生”资源化技术生命周期评价表明:“干燥阶段”对环境的潜在影响最大,是重点污染控制环节。该技术对环境潜在影响类型主要为“全球变暖”、“酸化”、“烟尘&粉尘”,三项占总环境影响负荷的 89.5%:

(4) 废塑料“裂解”资源化技术生命周期评价表明:“催化裂解”对环境的影响负荷为“氢化裂解”技术的 87%。前者对环境的影响类型主要是“臭氧耗竭”、“全球变暖”和“酸化”,产污的重点环节是“催化改质”阶段;

(5) 废塑料“共焦化”资源化技术的“入炉炼焦阶段”是环境影响最大环节,占总环境影响的 93.5%。对环境潜在影响类型主要是“酸化”、“烟尘&粉尘”和“全球变暖影响”;

(6) 废塑料 RDF 焚烧发电资源化技术的锅炉焚烧”环节占总环境影响潜值 99.6%., 对环境的影响类型主要为“全球变暖影响”和“酸化”;

(7) 废聚氯乙烯”真空裂解”过程中对环境的影响类型主要为“固体废物”和“全球变暖影响”,其环境影响负荷分别占总环境影响负荷的 81.0%和 12.0%。固体废物主要是由裂解装置产生;废聚氯乙烯高温焚烧过程中,对环境的影响类型主要为“固体废物”,其环境影响负荷占总环境影响负荷的 96.0%。焚烧单元是污染控制的重点环节。

(8) 实现废塑料资源化的可持续发展,从废塑料资源化技术产业化、废塑料

资源化技术的环境管理、废塑料资源化技术的经济政策和废塑料资源化技术的中远期发展等方面提出了发展策略和建议,主要包括:制定和完善废塑料资源化相关法律法规体系;完善许可证制度和产业化制度;加强废塑料资源化新技术的研发;加强舆论宣传、提升公众环保意识;密切关注国内外动态、加强国际交流;加强废塑料资源化过程监管;严格控制资源化技术的重点排污环节;建立废塑料资源化技术基础数据库;系统地开展废塑料资源化技术的综合评价工作;制定废塑料综合利用规划,提高资源化产品的经济附加值,建立再生塑料的鉴别与分类体系,提升资源化的社会效率,增加资金补助和税收优惠政策;落实废塑料资源化相关专项规划;优先研发废塑料分选技术和加大清洁生产技术支持力度等。

综上所述,本文所取得创新性研究成果如下:

(1) 建立了综合考虑经济、社会和环境三方面因素的废塑料资源化技术的定量评价方法体系,据此筛选出了四类通用废塑料的最优资源化技术。

(2) 提出了对废塑料资源化生命周期评价所用数据进行不确定性分析检验的方法,保证了生命周期评价的科学性与可靠性。

(3) 构建了废塑料资源化生命周期评价模型,采用该评价模型确定了四类通用废塑料资源化过程中对环境的潜在影响和重点污染控制环节。

由于时间和精力所限,本文对废塑料资源化某些问题没有涉及,这一选题还存在着很多有待进一步研究的热点和难点,主要包括以下几方面:

(1) 废塑料资源化的经济效益是推动技术发展的主要动力之一,良好的经济效益对废塑料资源化的社会效益和环境效益会起到极大的推动作用,但是在目前这方面的研究还很欠缺,因此应该对废塑料资源化技术的经济贡献进行量化分析,全面评估废塑料资源化技术的发展水平。

(2) 废塑料资源化技术的工艺设计与设备选型是产业发展的核心问题,需要进一步加大对于这方面的基础研究。今后的研究应重点针对某种废塑料资源化技术,进行工艺改进设计和参数优化。

(3) 本文所建立废塑料资源化生命周期评价模型为中间类型的生命周期评价模型,重点关注了污染物排放带来的环境影响问题。下一步的研究会侧重于终点破坏类型生命周期评价模型的构建,将环境影响追踪量化到影响链的末端进行评价,这有利于揭示环境问题的客观本质和最终危害性,更适于指导符合人类长远利益的发展规划。

参考文献

- [1] Al-Salem S M, Lettieri P, Baeyens J. Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review[J]. Waste Management, 2009, 29(10): 2625-2643.
- [2] 赵磊, 王中慧, 陈德珍, 等. 杂质对废塑料裂解产物及污染物排放的影响[J]. 环境科学, 2012, 33(1): 329-336.
- [3] 安杰, 朱向学, 李秀杰, 等. 废塑料在改性ZSM-5 上裂解转化生产车用液体燃料[J]. 化工进展, 2012, 31: 448-452.
- [4] 朱向学, 安杰, 王玉忠, 等. 废塑料裂解转化生产车用燃料研究进展[J]. 化工进展, 2012, 31: 398-401.
- [5] 张建良, 刘伟剑, 任山, 等. 废塑料的添加比例对煤粉燃烧的影响[J]. 过程工程学报, 2012, 12(5): 810-815.
- [6] 柴国梁. 探讨废塑料的市场现状与发展趋势 (上)[J]. 上海化工, 2008, 33(1): 39-41.
- [7] 石耀华, 马晓波, 陈德珍, 等. 升温速率对废塑料热解过程的影响[J]. 节能技术, 2011, 29(167): 199-203.
- [8] 唐赛珍, 陶欣. 可降解塑料在减轻资源, 环境压力及实施可持续发展中的作用[J]. 新材料产业, 2011 (6): 33-38.
- [9] 刘焕志, 陈鸿伟, 张郑磊, 等. 粉煤灰催化热裂解聚丙烯废塑料[J]. 化工环保, 2010, 30(4): 336-339.
- [10] Nchare M, Shen B, Jiao L. Studies on co-processing vacuum residue oil with plastics using thermogravimetric analysis[J]. Petroleum Science and Technology, 2009, 27(6): 588-596.
- [11] Ali M, Siddiqui M. Thermal and catalytic decomposition behavior of PVC mixed plastic waste with petroleum residue[J]. J Anal Appl Pyrol, 2005, 74: 282-289.
- [12] 张建云, 王国庆, 刘九夫, 等. 气候变化权威报告-IPCC 报告[J]. 中国水利, 2008, 2: 37-40.
- [13] Ahmaruzzaman M, Sharma D K. Non-isothermal kinetic studies on co-processing of vacuum residue, plastics, coal and petrocrop[J]. J Anal Appl Pyrolysis, 2005, 73: 263-275.
- [14] Mominou N, Shen B, Xu J. Increasing liquid yield and diesel fraction in delayed coking process: Mechanism of liquid formation[J]. China Petroleum Processing and Petrochemical Technology, 2007(3): 23-27.
- [15] Shen B, Zou Y, Zhou X. Oil and Gas Transportation Experiments Manual[M]. Petroleum Processing Research Center, ECUST, 2005.

- [16]Perugini F, Mastellone M L, Arena U. A life cycle assessment of mechanical and feedstock recycling options for management of plastic packaging wastes[J]. Environmental Progress, 2005, 24(2): 137-154.
- [17]Arena U, Mastellone M L, Perugini F. Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system[J]. The international journal of life cycle assessment, 2003, 8(2): 92-98.
- [18]Al-Salem S M, Lettieri P, Baeyens J. Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review[J]. Waste Management, 2009, 29(10): 2625-2643.
- [19]徐炽焕. 国外废塑料的再循环[J]. 合成树脂及塑料, 1996, 13(4): 60-62.
- [20]张效林, 王汝敏, 王志彤, 等. 废旧塑料在复合材料领域中回用技术的研究进展[J]. 材料导报, 2011, 25(15): 92-95.
- [21]钱伯章. 国外废旧塑料回收利用市场探析[N]. 中国包装报. 2013-03-13 (002)
- [22]马占峰. 中国塑料再生产业的现状及发展[J]. 塑料制造. 2006, 10:12-16.
- [23]马占峰. 废旧塑料循环应用遭遇成长烦恼[J]. 中国包装工业, 2006, 10: 64-64.
- [24]唐赛珍. 我国塑料废弃物资源化现状及前景[J]. 新材料产业, 2011, 10: 62-67.
- [25]岳名正. 废旧塑料的分离技术[J]. 塑料科技, 1990, (2): 30-34.
- [26]La Mantia FP. Recycling of PVC & Mixed Plastic Waste[M]. Chem. Tec. Publishing, 1996.
- [27]Miskolczi N, Bartha L, Deak G, et al. Thermal degradation of municipal plastic waste for production of fuel-like hydrocarbons[J]. Polymer Degradation and Stability, 2004, 86(2): 357-366.
- [28]王海南, 黄春保. 利用废塑料热解-催化改质制备汽油的研究[J]. 黄冈师范学院学报, 2003, 23(6): 61-64.
- [29]李国辉, 陈晖, 胡杰南. 废塑料裂解制液体燃料和化学品技术开发进展[J]. 化学进展, 1996, 8(2): 162-172.
- [30]常杰云. 废塑料处理技术在环境保护方面的进展[J]. 化工技术与开发, 2007, 36(12): 41-44.
- [31]Sullivan H W, Mack W A. Polymeric compositions and methods for making construction materials from them: U.S. Patent 5, 886, 078[P]. 1999-3-23.
- [32]王娟. 利用废聚苯乙烯泡沫塑料制取涂料的研究[J]. 城市环境与城市生态, 2003, 16(2): 48-49.
- [33]Xupeng G. Preparation of Antirusting Paint by Waste Polystyrene [J]. Paint & Coatings Industry, 2000, 2: 27-28.
- [34]Zhi L, Yu J, Bing F Y. Study on the paints prepared by use of recycled waste polystyrene foams [J]. Modern Paint and Finishing, 2005, 2: 26-29.
- [35]魏炳举. 环保阻燃剂溴化聚苯乙烯的合成研究[J]. 盐业与化工, 2009: 20-22.
- [36]张发余, 姚淑霞. 利用废旧塑料生产油漆工艺[J]. 沈阳工业学院学报, 1999,

- 18(1): 93-94.
- [37]刘贤响, 尹笃林. 废塑料裂解制燃料的研究进展[J]. 化工进展, 2008, 27(3): 348-351
- [38]牛满志, 王万森. 废聚苯乙烯裂解制备低聚苯乙烯及苯乙烯单体[J]. 河南化工, 1996 (6): 12-14.
- [39]余广炜, 廖洪强, 钱凯, 等. 首钢废塑料处理新工艺的研究进展[J]. 钢铁, 2007, 42(9): 81-84.
- [40]陈洁, 孟峭, 刘毅. 国外垃圾衍生燃料(RDF)技术发展状况[J]. 中国城市环境卫生, 2011 (1): 34-39.
- [41]王颖. 高炉喷吹废塑料的先进技术[J]. 冶金设备管理与维修, 2012, 30(3): 53-57.
- [42]贾有青. 关于 PVC 塑料再生循环的探析[J]. 上海塑料, 2005(4): 32-34.
- [43]陈占勋. 废旧高分子材料资源及综合利用[M], 北京:化学工业出版社, 1997, 225.
- [44]印崧, 刘伟伟, 刘微, 等. 生物柴油的燃烧特性及其排放标准[J]. 林业机械与木工设备, 2008 (4): 49-51.
- [45]Wang X Y, Wang X X. The analyses and settlements of the pollutants in the hue gas from the catalytic cracking of the wasted plastic[J]. Industrial Safety and Environmental Protection. 2011, 37(9): 29-30.
- [46]Pierce D E, King D B, Sadler G D. Analysis of contaminants in recycled poly(ethylene terephthalate) by thermal-extraction gas chromatography-mass spectroscopy. In: Rader C P. et al. (Eds.). Plastics, rubber and paper recycling: a pragmatic approach[M]. Washington: American Chemical Society, 1995. 458-471.
- [47]李法鸿, 袁兴中, 陈晓青. 废塑料混合物分段热裂解的研究[J]. 石油炼制与化工, 2001, 32(5): 51-54.
- [48]Serrano D P, Aguado J, Rodríguez J M, et al. An investigation into the catalytic cracking of LDPE using Py-GC/MS[J]. Journal of analytical and applied pyrolysis, 2005, 74(1): 370-378.
- [49]Sharypov V I, Marin N, Beregovtsova N G, et al. Co-pyrolysis of wood biomass and synthetic polymer mixtures. Part I: influence of experimental conditions on the evolution of solids, liquids and gases[J]. Journal of Analytical and applied Pyrolysis, 2002, 64(1): 15-28.
- [50]曹玉亭, 张锦赓. 废旧塑料的再生利用[J]. 当代化工, 2011, 40(2): 190-192.
- [51]熊英, 陈光顺, 郭少云. 聚氯乙烯增韧改性研究进展[J]. 聚氯乙烯, 2004, 13(2): 1-6.
- [52]郝晶, 宋琳珩. 聚氯乙烯[J]. 氯碱工业文摘, 2007, (1): 25-62.
- [53]王孚懋, 程美良. 城市生活垃圾处置过程中环境污染防治[J]. 城市环境与城市

- 生态, 2002, 15(4): 7-9.
- [54]石振武, 赵敏. 运用层次分析法确定指标的权值[J]. 科技和产业, 2008, 8(2): 23-25.
- [55]周兴. AHP 法在广西生态环境综合评价中的应用[J]. 广西师范学院学报 (自然科学版), 2003, 20(3): 8-15.
- [56]常建娥, 蒋太立. 层次分析法确定权重的研究. 武汉理工大学学报 (信息与管理工程版), 2007, 29(1): 153-156.
- [57]谢承华. AHP 及其应用. 兰州商学院学报, 2001, 2: 79-82.
- [58]徐晓敏. 层次分析法的运用. 统计与决策, 2008, 1: 156-158.
- [59]Saaty T L, Vargas L G. Models, methods, concepts & applications of the analytic hierarchy process. Springer, 2012.
- [60]王国华, 梁樑. 专家判断信息的提取及一致性调整. 系统工程理论方法应用, 2001, 10(1): 68-71.
- [61]梁樑, 熊立, 王国华. 一种群决策中确定专家判断可信度的改进方法[J]. 系统工程, 2004, 22(6): 8-15.
- [62]范春彦, 韩晓明, 汤伟华. AHP 中专家判断信息的提取及指标权重的综合确定法[J]. 空军工程大学学报 (自然科学版), 2003, 4(1): 65-67.
- [63]梁樑, 王建平. 专家判断矩阵的一致性调整[J]. 微电子学与计算机, 1994, 11(2): 40-43.
- [64]孙根寿. 用肯德尔和谐系数法检验评委的评估技术[J]. 西北师范大学学报 (自然科学版), 1994, 1: 110-112.
- [65]刘艳锋. 肯德尔和谐系数的实际运用[J]. 河南机电高等专科学校学报, 2006, 14(1): 41-42.
- [66]刘艳锋. 利用肯德尔和谐系数检验测量结果的可信度[J]. 新乡教育学院学报, 2006, 19(2): 95-96.
- [67]黄发荣. 聚苯乙烯的热裂解研究[J]. 中国塑料, 1998, 12(1): 95-101.
- [68]马沛生, 樊丽华, 侯彩霞. 超临界水降解聚苯乙烯及其混合塑料[J]. 高分子材料科学与工程, 2005, 21(1): 268-271.
- [69]杨震, 江勇, 王世明, 等. 废聚苯乙烯塑料热降解回收苯乙烯单体的研究[J]. 环境科学, 1997, 18(2): 43-45.
- [70]孟季茹, 梁国正, 赵磊, 等. 聚丙烯增韧改性研究的最新进展[J]. 塑料科技, 2000, 1: 41-49.
- [71]赵敏. 改性聚丙烯新材料[M]. 化学工业出版社材料科学与工程出版中心, 2002.
- [72]洪定一. 聚丙烯原理, 工艺与技术[M]. 中国石化出版社, 2002.

- [73]张玉川. 聚乙烯管材的发展前景[J]. 中国塑料, 2000, 14(2): 1-11.
- [74]王佩璋, 王兰, 吕立成. 木粉填充废旧聚乙烯的改性研究[J]. 塑料, 2002, 31(1): 41-42.
- [75]桂祖桐. 聚乙烯树脂及其应用[M]. 化学工业出版社, 2002.
- [76]邓南圣, 王小兵. 生命周期分析[M]. 化学工业出版社, 2003.
- [77]樊庆铎, 敖红光, 孟超. 生命周期分析[J]. 环境科学与管理, 2007, 32(6): 177-180.
- [78]杨建新, 徐成, 王如松, 等. 产品生命周期分析方法及应用[M]. 气象出版社, 2002.
- [79]王寿兵, 杨建新. 生命周期分析方法及其进展[J]. 上海环境科学, 1998, 17(11): 7-10.
- [80]王寿兵, 胡聃. 生命周期分析及其在环境管理中的应用[J]. 中国环境科学, 1999, 19(1): 77-80.
- [81]Marsmann M. The ISO 14040 family[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2000, 5(6): 317-318.
- [82]杨建新, 王如松, 刘晶茹. 中国产品生命周期影响评价方法研究[J]. 环境科学学报, 2001, 21(2): 234-237.
- [83]杨建新, 王寿兵. 生命周期清单分析中的分配方法[J]. 中国环境科学, 1999, 19(3): 285-288.
- [84]姜金龙, 吴玉萍, 马军, 等. 生命周期分析的技术框架及研究进展[J]. 兰州理工大学学报, 2005, 31(4): 23-26.
- [85]Rice G, Clift R, Burns R. Comparison of currently available european LCA software[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 1997, 2(1): 53-59.
- [86]杨建新, 王如松. 生命周期分析的回顾与展望[J]. 环境科学进展. 1998, 6(2): 23-24.
- [87]Xin M, Dong Y, Cai Y, et al. Study on thermolysis and burning of the main combustible components of city refuse[J]. Cement Engineering. 2010, 1: 66-71
- [88]American Chemistry Council. Environmental and Economic Analysis of Emerging Plastics Conversion Technologies: Final Project Report of RTI International[D]. Washington: ACC, 2012: 1-65.
- [89]于利伟. 基于目标距离原理的产品生命周期影响评价方法研究[D]. 山东大学, 2009.
- [90]Weidema B P, Bauer C, Hischer R, et al. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version3.[R]. Ecoinvent Report 1 St. Gallen: The Ecoinvent Centre. 2013: 76-84.
- [91]黄娜, 王洪涛, 范辞冬, 等. 基于不确定度和敏感度分析的 LCA 数据质量评估与控制方法[J]. 环境科学学报, 2012, 32(6): 1529-1536.

- [92]李随成, 陈敬东, 赵海刚. 定性决策指标体系评价研究[J]. 系统工程理论与实践, 2001, 9(9): 22-28.
- [93]Dvortsov V L, Solomon S. Response of the stratospheric temperatures and ozone to past and future increases in stratospheric humidity[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012), 2001, 106(D7): 7505-7514.
- [94]Heijungs R. Environmental life-cycle assessment of products: guide and backgrounds. Centre of Environmental Science, Leiden. 1992.
- [95]Derwent R G, Jenkin M E, Saunders S M. Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions[J]. Atmospheric Environment, 1996, 30(2): 181-199.
- [96]Zhang J, Smith K R, Ma Y, et al. Greenhouse gases and other airborne pollutants from household stoves in China: a database for emission factors[J]. Atmospheric Environment, 2000, 34(26): 4537-4549.
- [97]王震, 孙德智, 桂凌. 废塑料能源回收过程的生命周期分析[J]. 环境科学与技术, 2010, 33: 408-409.
- [98]李百顺. 高聚物挤出造粒形式和原理[J]. 塑料科技, 1998, 127: 37-41.
- [99]第一次全国污染源普查资料编纂委员会. 污染源普查产排污系数手册(第一版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [100]Heijungs R, Guinee J B, Huppes G, et al. Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds. Center of Environmental Science-Leiden University(CML), the Netherlands, 1992.
- [101]UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. Life Cycle Inventory programme: Draft Final Report of the LCI Definition Study. 2003.
- [102]戴宏民, 戴佩华. LCA 数据清单分析研究[J]. 中国包装, 2005, 23(4): 53-55.
- [103]Li D, Li W, Li B. CO-Carbonization of Coking-Coal with Different Waste Plastics[J]. Journal of Fuel Chemistry and Technology, 2001, 29(1): 19-23.
- [104]Qin Y F, Bai Y, Wang X, et al. Distribution characters of municipal solid waste in Chaoyang District of Beijing [J]. Journal of Environmental Engineering. 2009, 3(8): 1498-1502.
- [105]United Nations Environment Programme. Converting Waste Plastics Into a Resource: Assessment Guidelines of UNEP[M]. DTIE. Osaka: UNEP DTIE, 2009: 1-64.
- [106]Ma W, Yang X, Chen C, et al. Comparative Analysis of MSW-Originated Chlorine Content and Chlorine Species[J]. Journal of Tianjin University. 2011, 44(1): 7-11.
- [107]He Q, Peng F, Zhu S, et al. Life cycle assessment of municipal solid waste disposal techniques in Chongqing City[J]. Environment and Ecology in the Three Gorges. 2010, 3(1): 36-40.

-
- [108]Wei B, Wang J, Tahara K, et al. Life cycle assessment on disposal methods of municipal solid waste in Suzhou. *China Population[J]. Resources and Environment*. 2009, 19(2): 93-97.
- [109]Bekri-Abbes I, Bayouhd S, Baklouti M. The removal of hardness of water using sulfonated waste plastic[J]. *Desalination*. 2008, 222: 81-86.
- [110]Miranda R, Yang J, Roy C, et al. Vacuum pyrolysis of commingled plastics containing PVC I. Kinetic study. *Polymer Degradation and Stability*, 2001, 72(3): 469-491.
- [111]Miranda R, Pakdel H, Roy C, et al. Vacuum pyrolysis of commingled plastics containing PVC II. Product analysis. *Polymer degradation and stability*, 2001, 73(1): 47-67.
- [112]Li S Y, Bie R S, Wang H. Experimental study on the emission and removal of HCl from incineration of chlorinated waste water in fluidized bed. *Proceedings of the CSEE*, 2006, 26(1): 40-44.
- [113]Hellweg S. Time-and site-dependent life cycle assessment of thermal waste treatment processes. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2001, 6(1): 46-46.
- [114]Doka G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. *Ecoinvent Report No.13*, 2003, Part I: 1-84.
- [115]Doka G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. *Ecoinvent Report No.13*, 2007, Part II: 1-104.
- [116]Gu T, Cao H D, Hu X S. Influence of Urban Refuse Incinerator Structure upon Combustion and Research on Its Type Selection of the Grate and Furnace. *Power Engineering*, 2003, 23(1): 2186-2197.
- [117]American Chemistry Council. *Environmental and Economic Analysis of Emerging Plastics Conversion Technologies*. Washington, 2012, 1-65.

攻读博士学位期间发表的论文及其它成果

(一) 发表的学术论文

- [1] Yuehui WU, Guoliang WANG, Zhen WANG, Yi LIU, Ping GU, Dezhi SUN. Comparative study on the efficiency and environmental impact of two methods of utilizing polyvinyl chloride waste based on life cycle assessments[J]. Frontiers of Environmental Science and Engineering. (SCI), (DOI : 10.1007/s11783-013-0614-0).
- [2] 伍跃辉, 陈爱燕, 柏丽梅, 王震, 孙德智。废旧聚氯乙烯再生过程生命周期评价[J]。环境科学研究, 2010, 23(6): 805-810。
- [3] 伍跃辉, 陈爱燕, 王震, 孙德智。聚氯乙烯生产过程生命周期评价[J]。环境科学与技术, 2010, 33(5): 202-205。

哈尔滨工业大学学位论文原创性声明及使用授权说明

学位论文原创性声明

本人郑重声明：此处所提交的学位论文《废塑料资源化技术评估与潜在环境影响的研究》，是本人在导师指导下，在哈尔滨工业大学攻读学位期间独立进行研究工作所取得的成果，且学位论文中除已标注引用文献的部分外不包含他人完成或已发表的研究成果。对本学位论文的研究工作做出重要贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式注明。

作者签名：伍跃辉

日期：2013 年 12 月 30 日

学位论文使用权限

学位论文是研究生在哈尔滨工业大学攻读学位期间完成的成果，知识产权归属哈尔滨工业大学。学位论文的使用权限如下：

(1) 学校可以采用影印、缩印或其他复制手段保存研究生上交的学位论文，并向国家图书馆报送学位论文；(2) 学校可以将学位论文部分或全部内容编入有关数据库进行检索和提供相应阅览服务；(3) 研究生毕业后发表与此学位论文研究成果相关的学术论文和其他成果时，应征得导师同意，且第一署名单位为哈尔滨工业大学。

保密论文在保密期内遵守有关保密规定，解密后适用于此使用权限规定。

本人知悉学位论文的使用权限，并将遵守有关规定。

作者签名：伍跃辉

日期：2013 年 12 月 30 日

导师签名：孙玉印

日期：2013 年 12 月 30 日

致 谢

首先，把我最诚挚的敬意和感谢献给我的导师孙德智教授。在我求学期间，无不倾注着孙老师的关怀与帮助，从论文选题到完成，无不凝聚着孙老师的悉心指导和辛勤汗水。孙老师忘我的工作精神、高效的工作效率、严谨的科学态度令我钦佩；孙老师一直以来对我的帮助、支持和鼓励激励着我在今后的求学道路上坚定的走下去，使我受益终生！

非常感谢黑龙江省环境监测中心站王国梁、黑龙江省环科院陈爱燕、北京林业大学王震副教授、程翔讲师、刘一硕士研究生在课题研究过程中给予的大力支持。

另外，学校图书馆的老师也给我提供了很多方面的支持与帮助，论文撰写期间也得到了学位办和院办各位老师的指导，在此向帮助和指导过我的各位老师表示衷心的感谢！

感谢这篇论文所涉及到的各位学者。本文引用了数位学者的研究文献，如果没有各位学者的研究成果的帮助和启发，我将很难完成本篇论文的写作。

感谢我的同学和朋友，在我写论文的过程中给予我了很多素材，还在论文的撰写和排版的过程中提供热情的帮助。

感谢每位废塑料资源化技术领域专家积极参与本研究并给予积极配合。

感谢哈工大市政环境学院的老师们，在我学业和课题完成过程中给予的大力支持。特别是马放教授、刘慧玲教授、崔崇威教授和化工学院孟令辉教授在我论文预答辩中给予非常有建设性的意见。

在此，我衷心地向孙老师及提供帮助的各位老师、专家及同学表示深深的谢意，并祝福他们身体健康、工作顺利！

个人简历

1965年02月21日出生于黑龙江依兰。

1982年07月考入中国地质大学岩矿分析系仪器分析专业，1986年07月本科毕业并获得工学学士学位。

1986年09月——1989年07月，在华中理工大学化学系生物无机化学学科学习并获得理学硕士学位。

2007年03月——至今，在哈尔滨工业大学市政环境工程学院环境科学与工程学科攻读博士学位。

工作经历：

1989年9月——2000年07月，黑龙江省环境保护局

2000年8月——2001年09月，加拿大阿尔伯达省环境部研修

2001年10月——2010年10月，黑龙江省环境保护科学研究院

2010年11月——2012年07月，黑龙江省危险废物管理中心

2012年08月——至今，黑龙江省环境监测中心站

附录：专家评分表

专家评分表

表格编号

专家信息：

基本信息						
姓名		性别		出生年月		
工作单位			专业		职位	
联系方式						
电话		邮箱		单位地址		

评分内容：

评分对象：废聚丙烯（PP）资源化技术							
指标名称	评分细则	满分	专家评分				建议
			直接再生	改性再生	焚烧热能回收	高温催化裂解	
成本指标	一次性投资低	100					
效益指标	净利润高	100					
资源消耗指标	能耗与水资源消耗量低	100					
污染物产生指标	产生的废水、废气、废渣量少	100					
污染物处理程度指标	废塑料资源化最终剩余污染物的治理效果好	100					
资源化指标	相对于丢弃或填埋等途径，废塑料资源化途径的利用量占总废塑料生产量比重大	100					
转化率指标	能将单位体积或重量的废塑料转化为有用资源的比例高	100					

附录

评分对象：废聚乙烯（PE）资源化技术								
指标名称	评分细则	满分	专家评分					建议
			直接再生	改性再生	焚烧热能回收	催化分解	氢化裂解	
成本指标	一次性投资低	100						
效益指标	净利润高	100						
资源消耗指标	能耗与水资源消耗量低	100						
污染物产生指标	产生的废水、废气、废渣量少	100						
污染物处理程度指标	废塑料资源化最终剩余污染物的治理效果好	100						
资源化指标	相对于丢弃或填埋等途径，废塑料资源化途径的利用量占总废塑料生产量比重大	100						
转化率指标	能将单位体积或重量的废塑料转化为有用资源的比例高	100						

评分对象：废聚苯乙烯（PS）资源化技术													
指标名称	评分细则	满分	专家评分										建 议
			共焦化	高炉喷吹	直接再生	熔融再生	建筑材料	改性再生	热解制油	热解回收单体	制作RDF	燃烧回收热能	
成本指标	一次性投资低	100											
效益指标	净利润高	100											
资源消耗指标	能耗与水资源消耗量低	100											
污染物产生指标	产生的废水、废气、废渣量少	100											
污染物处理程度指标	废塑料资源化最终剩余污染物的治理效果好	100											
资源化指标	相对于丢弃或填埋等途径，废塑料资源化途径的利用量占总废塑料生产量比重大	100											
转化率指标	能将单位体积或重量的废塑料转化为有用资源的比例高	100											

附录

评分对象：废聚氯乙烯（PVC）资源化技术								
指标名称	评分细则	满分	专家评分					建议
			直接再生	RDF焚烧	高温焚烧	真空裂解	催化裂解	
成本指标	一次性投资低	100						
效益指标	净利润高	100						
资源消耗指标	能耗与水资源消耗量低	100						
污染物产生指标	产生的废水、废气、废渣量少	100						
污染物处理程度指标	废塑料资源化最终剩余污染物的治理效果好	100						
资源化指标	相对于丢弃或填埋等途径，废塑料资源化途径的利用量占总废塑料生产量比重大	100						
转化率指标	能将单位体积或重量的废塑料转化为有用资源的比例高	100						

评分日期：_____

评分人签字：_____