

执行报告
EXECUTIVE REPORT

中国塑料的环境足迹评估

PLASTICS ENVIRONMENTAL FOOTPRINT IN CHINA

北京石油化工学院

Beijing Institute of Petrochemical Technology



中国石油消费总量控制和政策研究项目 (油控研究项目)

中国是世界第二大石油消费国和第一大石油进口国。石油是中国社会经济发展的重要动力，但石油的生产和消费对生态环境造成了严重破坏；同时，石油对外依存度上升也威胁着中国的能源供应安全。为应对气候变化和减少环境污染，自然资源保护协会（NRDC）和能源基金会中国（EF China）作为协调单位，与国内外政府研究智库、科研院所和行业协会等二十余家有影响力的单位合作，于2018年1月共同启动了“中国石油消费总量控制和政策研究”项目（简称油控研究项目），促进石油资源安全、高效、绿色、低碳的可持续开发和利用，助力中国跨越“石油时代”，早日进入新能源时代，为保障能源安全、节约资源、保护环境和公众健康以及应对气候变化等多重目标做出贡献。



自然资源保护协会（NRDC）是一家国际公益环保组织，拥有约300万会员及支持者。NRDC致力于保护地球环境，即保护人类、动植物以及所有生灵所倚赖的生态系统。自1970年成立以来，我们的环境律师、科学家和专家一直在为公众享有清洁的水和空气以及健康的社区而努力。通过在科学、经济和政策方面的专业知识，我们在亚洲、欧洲、拉美和北美等地区与当地合作伙伴一起共同推进环境的综合治理与改善。请登录网站了解更多详情 www.nrdc.cn

本报告是油控研究项目的子课题之一，由北京石油化工学院统筹撰写。



北京石油化工学院创建于1978年，是一所以工为主，工、理、管、经、文多学科相互渗透，具有鲜明工程实践特色的普通高等学校。目前，学校设有14个教学院（系、部），拥有材料科学与工程、控制科学与工程、机械工程、工商管理 etc 4个硕士学位授权一级学科。现有全教职工800余人，其中专任教师530人，博士教师占60%，双师型教师占32%。此外，聘请企业和科研院所工程技术人员72名。

2020年，学校提出全力打造新时代“首善之区工程师摇篮”的发展目标，面向未来，着力打造一流的应用型本科与研究生教育体系，培养应用型人才、建设应用型学科、开展应用型创新、推广应用型成果。

系列报告

- 《“十四五”公路交通领域石油消费达峰研究》
- 《“十四五”城市公共领域电动汽车运营评价与经验分享》
- 《“十四五”石化行业高质量发展研究》
- 《“十四五”财税手段支持油控路径的规划研究》
- 《“十四五”绿色金融支持油控路径的政策研究》
- 《中国石油消费总量控制对经济的影响分析》
- 《中国塑料的环境足迹评估》
- 《中国农村地区电动汽车出行研究（2.0版）》
- 《中国汽车全面电动化时间表的综合评估及推进建议（2.0版）》
- 《中国传统燃油汽车退出进度研究与环境效益评估》
- 《中国城市公共领域燃油汽车退出时间表与路径研究》
- 《中国重型货运部门减油路径评估》
- 《中国石油消费总量达峰与控制方案研究》
- 《中国石油消费情景研究（2015-2050）》
- 《国际石油消费趋势与政策回顾》
- 《中国石油消费总量控制的财税政策研究》
- 《中国石油消费总量控制体制机制改革研究》
- 《油控情景下杭州市碳减排路径研究》
- 《中国石油真实成本研究》
- 《石油开采利用的水资源外部成本研究》
- 《中国石油消费总量控制的健康效应分析》
- 《中国传统燃油汽车退出时间表研究》

下载以上报告请登录 NRDC 官方网站
www.nrdc.cn 或扫描右方二维码



油控研究项目系列报告

中国塑料的环境足迹评估

PLASTICS ENVIRONMENTAL FOOTPRINT IN CHINA

执行报告

EXECUTIVE REPORT

曹淑艳

陈宝生 郭 红 孙佳龙

北京石油化工学院

Beijing Institute of Petrochemical Technology

2020 年 12 月



目录

摘要	iv
Abstract	vi
1. 塑料消费透视	I
1.1 全球塑料污染问题	
1.2 中国紧迫的“塑控”需求	
2. 中国“塑料包袱”流评估	5
2.1 全国塑料物质流分析	
2.2 家庭塑料物质流分析	
3. 关键塑料制品（大类）的环境足迹评价	12
3.1 评价方法与准则	
3.2 原油生产与运输的环境影响系数	
3.3 三烯三苯的原油系数与完全环境影响系数	
3.4 五大树脂的完全影响系数	

4. 关键塑料制品（子类）的环境足迹评价	22
4.1 主要塑料包装品的环境足迹评价	
4.2 主要建筑材料的环境足迹评价	
4.3 可降解塑料的环境足迹评价	
5. 塑料制品用后处理的资源环境影响	37
5.1 塑料废弃的社会成本	
5.2 从产品到坟墓的环境影响分析	
6. 中国“塑控”政策评价与建设方向	40
6.1 政策成就	
6.2 政策困境	
6.3 建设方向	
7. “塑控”目标、行动策略与预期效益	47
7.1 重分类管理：基于消费者视角	
7.2 减量发展：“塑控”目标与预期效益	
7.3 热点行动：行动策略与热点领域	
7.4 政策建议	
7.5 “十四五”减量路线图	
参考文献	58



摘要

中国是全球最大的塑料生产与消费国家，且塑料生产与消费总体处于增长的通道。截至 2019 年底，全国初级形态塑料累积产量达到 10 亿吨，塑料已经成为国家的“超级垃圾”。中国在“塑控”——调控塑料生产、消费与后端处置问题所处的情形较全球大多数国家更紧迫。

作为“石油消费总量控制和政策研究”之子课题，本研究主要包括：（1）家庭“塑料包袱”流分析；（2）采用生命周期技术，基于中国技术效率，从大类与细分产品两个尺度，评估关键塑料制品的环境足迹评价，包括能源足迹、碳足迹和水足迹；（3）建立“塑控”目标和时间表；（4）评估“塑控”的“油控”效果，减少石油消耗与塑料环境影响，实现“净塑”目标。

研究报告共七章。第一章简要评述了全球塑料污染挑战及中国“塑控”的紧迫性。第二章运用物质流技术，分析了中国国家与家庭两个尺度的塑料流，着重以管理需求为导向，解析家庭这一终端消费部门的塑料流来源。第三章与第四章分别从大类与子类评估了传统塑料（即化石基塑料）从源泉到厂门口这一部分生命周期阶段的环境影响，分析边界从原材料（原油）获取开始，到在工厂制成塑料制品为止。第四章还专节分析了可降解塑料从源泉到厂门口的环境影响。第五章评估了用后塑料的环境影响，即塑料制品从家庭门口到坟墓这一部分生命周期阶段的环境影响，分析边界从塑料制品离开家庭开始，到其在填埋场、焚烧场等场所被处理、处置为止。本着“零塑垃圾”的管理理念，以及考虑到塑料用后处理的环境影响的显著差异，课题组没有汇总塑料这两部分生命周期阶段的环境影响。第六章与第七章是政策建议，结合前述研究，第六章着重分析了中国以“塑控”促进塑料经济发展的政策成就、困境与未来建设，第七章分析了中国未来 15 年塑料经济发展、“塑控”的总思路、行动策略、行动目标与预期效果。

课题组发现，在“一级回溯”机制下，2017 年，平均每个家庭以主动或被动的方式消费塑料 86 公斤，其中，来自大宗消费的数量为 82 公斤，来自微消费的数量为 4 公斤。另有 14 公斤塑料消费发生在建筑建设装修、服装消费和“一级回溯”以下的产品消费中。

基于“零塑垃圾”的理念，本报告对塑料制品的环境影响分两段评估：从原油到塑料制品；从塑料制品离开家庭到用后处理处置。塑料后端处理为材料化利用模式时，每1吨废塑料保守估计可替代0.67吨洁净的树脂原料，由此避免1吨石油资源消耗和1吨垃圾焚烧，综合碳减排效果为5吨二氧化碳。在塑料领域，“可降解”并不等同于低环境影响。塑料的本质碳龄、在产品链中的位置，加上后端处理处置方式，共同决定着其全生命周期的综合环境绩效。当可降解塑料的命运被制度设定为焚烧时，化石基的可降解塑料更不环保；当用后被抛弃于干旱自然环境中时，聚乳酸(PLA)产品与化石能源中的碳本质相同，皆为沉睡的历史黑碳。

课题组认为，未来15年，中国塑料经济发展、“塑控”的核心应是由“应对产业链末端的塑料垃圾污染”向“应对线性塑料经济”转变，改革机制体制，加速发展可循环、易回收、可降解的塑料经济模式，为人民的美好生活，为国家的石油减量发展、“零废”发展与“碳中和”发展作出积极贡献与可靠保障。

课题组预计，通过“塑控”措施，到“十四五”期末的2025年，中国家庭塑料消费可在2017年的基础上减少10%。“十四五”期间，全国通过消费、生产环节的“禁限塑”，累计减少传统化石基塑料消费1180万吨。到2035年，在2017年的基础上可减少25%，节油1800万吨。“十四五”期间消费、生产环节的“禁限塑”重点是减少“快消”型塑料特别是一次性不可降解塑料的使用与消费，在相关机制体制建设上取得突破。在2026至2035年的十年里，“减塑”较“十四五”时期放缓，然而，“塑控”的情形更为复杂，既要继续减少“快消”型塑料使用与消费，还要积极应对新型“快消”型塑料与美好生活需求下的存量型塑料消费增长。

课题组建议，中国“塑控”的总策略为：分类管理，减量发展，抓准热点，以政策优化与创新推动与保障。塑料管理要抓住热点场所、热点产品、热点行为，以及产业链服务保障创新，包括：1)生产者包装设计创新；2)外卖餐具利用模式创新；3)物流包装利用模式创新；4)塑料回收分类创新。政策建设主要包括：建立清晰的生命周期评价(LCA)视角下的塑料管理机制，夯实生产者责任延伸制，完善塑料包装标志制度，鼓励各类生产者改革产品及包装设计及服务模式，加强公众宣传与引导，充分调动非政府组织的力量，引导生产者、销售者、进口者、消费者的塑料消费态度、意识与行为转型，以及创建塑料信用机制，创新塑料回收再利用机制。

创建塑料减量焚烧配额(相对配额)制度和塑料回收利用环节“禁限燃”机制，焚烧减量配额共620万吨。通过对塑料全产业链管理，“十四五”中国可减少传统塑料消费1180万吨，避免塑料焚烧620万吨，原料节油2500万吨，比2018年长庆油田全年的原油产量还多5%左右，减排二氧化碳1.1亿吨，相当于35个500MW(兆瓦)煤电厂的全年碳排放量。“十四五”中国“减塑”的总社会效益为507亿元，这部分收益可以满足减量焚烧的620万吨塑料的化学回收工艺的建设与运行。



Abstract

China is the largest plastic producer and consumer in the world, and the national plastic production and consumption is still growing. By the end of 2019, the accumulative production of primary plastics reached 1 billion tons. Plastics has become the “super waste”. The situation in China concerning “plastic control”-regulating the production, consumption, and back-end disposal of plastics-is more pressing than in most countries around the world.

The research of Plastics Environmental Footprint in China is a sub-project of China Oil Consumption Cap and Policy Research Project. The main contents include: (1) analysis of household plastic material flow, (2) life-cycle assessment of environmental footprint of key plastic products, including energy footprint, carbon footprint and water footprint, (3) establishment of the target and schedule of plastic control, and (4) evaluation of oil-saving effect of plastic control.

The research report has seven chapters. The first chapter briefly reviews the global plastic pollution challenge and the urgency of China’s “plastic control”. The second chapter analyzes the flow of China’s national and household plastic consumption by material flow technology. Chapters 3 and 4 assess the environmental impacts of traditional plastics (ie fossil-based plastics) from cradle to factory gate. The analysis boundary starts from acquisition of raw materials (crude oil) to end products made by factory. Chapter 4 also analyzes the environmental impacts of degradable plastics from cradle to factory gate. Chapter 5 assesses the after-use environmental impacts of plastic, which are the environmental impacts of plastic products from door of home to grave in the life cycle stage. The analysis boundary starts from plastic products leaving household to processing and disposal facilities, including landfills and incinerators. In line with the management concept of “zero plastic waste” and considering the significant differences in the environmental impacts of plastic processing and disposal, the research team did not summarize the environmental impacts of the two stages of the assessment. Chapters 6 and 7 are policy recommendations. Chapter 6 focuses on the analysis of China’s policy achievements, difficulties and future construction in promoting the development of plastics economy with “plastic control”. Chapter 7 analyzes China’s plastics economy in the next 15 years, the general concept of “plastic control”, action

strategies, action goals and expected results.

The rule of tracking the first level of embodied plastics is applied during accounting household plastics consumption, meaning that plastics is measured in the place of consumption, inclusive of direct purchase of plastics and those indirect “purchase” such as carrier bag or package when buying fruits and yogurt. Under the one-step backtracking accounting rule, the average consumption of plastics per household amounted to approximately 86 kilograms (kg) in active or passive manner in 2017. The mass consumption contributed to 82 kg and the micro consumption to 4 kg. Another 14 kg of plastics occurred in construction, decoration, clothing and those products consumption with deeper-level embodied plastics.

The environmental impacts of the key plastic products, including energy footprint, carbon footprint and water footprint, was evaluated using life cycle analysis from main category and subcategory scales. Based on the concept of zero plastic waste development, the plastics environmental footprint was assessed by two stages of the life cycle: Cradle-to-factory gate (C2G_f) and Household gate-to-Grave (G_h2G). C2G_f describes a partial product life cycle from oil extraction (cradle) to the factory gate before it is transported to the consumer, while G_h2G describes the partial product life cycle from household gate to the grave where the disposal and treatment of the disposed product takes place. When the plastics is rematerialized after use, it is estimated that 0.67 tons of clean resin can be replaced by recycling 1-ton waste plastics, thus avoiding 1 ton of oil consumption and 1 ton of waste incineration. The emission reduction can total to 5 tons of carbon dioxide. For plastics product, “degradable” is not equivalent to lower environmental impact. Their overall environmental performance throughout the life cycle are determined by the intrinsic carbon age of plastics, their location in the product chain, and the mode of treatment and disposal after use, excluding process efficiency. When the degradable plastics is incinerated, fossil-derived degradable plastics are less environmentally friendly. When abandoned in arid natural environments after use, PLA products has essentially the same carbon embedded as oil-based plastics and those carbon are all sleeping “historical black” carbon.

The research team believes that in the next 15 years, the plastic economy development in China and the core of “plastic control” could transfer from dealing with plastic waste pollution at the end of the industrial chain to dealing with linear plastic economy, and accelerate the development of recyclable, collectable and degradable plastic economy by reforming the current management mechanism and system. The new plastic economy would guarantee a better life for the public, less oil consumption development for the whole nation, and a zero plastic waste and carbon neutral future. The household plastic consumption is anticipated to be reduced by 25% by 2035 from 2017 level. Under this “plastic control” target, 18 million tons of oil could be saved in 2035.

The research team suggests that the general strategy of “plastic control” in China should include: classification management, reduction development, key hot area/theme management and policy optimization/innovation. Plastic management should grasp hot



place, hot products, hot behaviors, and the innovation of hot industry chain service. The innovation covers: 1) producer packaging design innovation, 2) take-out tableware utilization model innovation, 3) logistics packaging model innovation, and 4) plastic recycle classification innovation. The following mechanisms should be improved or established:

- a clearer plastic management mechanism from an LCA perspective,
- effective implementation of the extended producer responsibility system,
- enhanced labelling system for plastic packaging,
- motivation of innovation from product and packaging design to service model,
- public publicity and guidance,
- more responsibility taken by non-governmental organizations, especially collaborating producers, sellers, importers and consumers to less plastic mode,
- a plastic credit mechanism, and
- a new plastic recycling and reuse systems.

The research team estimates that by 2025 at the end of China 14th Five-Year Plan, household plastic consumption could fall by 10% compared with 2017. During the 14th Five-Year Plan period (2021-2025), the consumption of traditional fossil-derived plastics is expected to be reduced by 11.8 million tons under the management mechanism of Ban and Restriction on plastics in product chain. Under the new system of plastic incineration reduction quota (relative quota) and the mechanism of “Ban and Restriction on incineration of plastics after use”, the incineration reduction quota is set to 6.2 million tons during 2021-2025. Through the whole industrial chain management of plastics, China would reduce traditional plastics consumption by 11.8 million tons and avoid burning of 6.2 million tons of plastics, leading to save 25 million tons of crude oil as raw material (about 5% more than the annual crude oil production of Changqing oilfield in 2018) and reduce carbon dioxide emission by 110 million tons (Equivalent to the annual carbon emissions of 35 coal power plants with 500MW installed capacity) of during the 14th Five-Year Plan period. The total benefits of “plastic reduction” strategy are estimated to be 50.7 billion yuan, which can used to reduce 6.2 million tons of plastics incineration by the construction and operation of chemical recycling facilities.



塑料消费透视

1.1 全球塑料污染问题

从 1950 年到 2015 年，人类累积制造了 83 亿吨的广义塑料，其中，纤维塑料 10 亿吨，日常所说的塑料 73 亿吨^[1, 2]。加上 2016 ~ 2019 年的全球塑料产量，估计到 2019 年底全球塑料累积消费量已超过 100 亿吨、日常所说的塑料约 88 亿吨。塑料在全球范围内以惊人的速度积累，即使在偏远的地方，如南太平洋无人居住的亨德森岛也是如此^[3]。截至到 2015 年，人类累计排放了约 63 亿吨塑料垃圾，其中只有 9% 被回收，12% 被焚烧，79% 的塑料垃圾被填埋或遗弃在自然环境之中^[1]。被填埋或遗弃的塑料总量高达 49 亿吨^[1]，占全球塑料累积总产量的 59%。

海洋的塑料污染问题已非常严峻。在全球尺度上，每年约 3% 的塑料垃圾进入海洋^[4]，例如，2010 年约 480~1270 万吨垃圾从陆地输入到海洋^[5]。塑料在海洋中主要有两种出路：漂浮回岸边或漂移到深海。进入海洋的塑料中有 94% 最终落到了海底^[6]，科学家在海洋的最深处马里亚纳海沟也检测到大量微塑料^[7]。《2011 年联合国环境规划署年鉴》将海洋废弃物作为三大主题之一，并特别强调：微塑料是新兴的环境问题。已有 690 种多海洋物种被证明摄入了微塑料^[8, 9]。在人类食用的蛤蜊^[10]、鱼^[11]以及食盐^[12,13]中也证实有微塑料。

河流是海洋中塑料的最主要输入通道^[14]。然而，目前公众对河流的塑料污染关注远低于海洋。对陆地塑料污染关注也不足^[15]。陆地的微塑料污染规模可能较海洋污染高 4~23 倍^[16]，农业土壤可能较海洋“储存”了更多的微塑料^[15]。

塑料工业消耗了全球 8% 的石油^[17]，仅塑料制造阶段（将树脂制成塑料产品）就产生了全球 1% 的碳排放^[18,19]。若从全生命周期考虑，塑料生产和使用的碳排放占全球碳排放的 3.8%^[20]。照常发展模式下，到 2050 年，全球塑料生产将消耗全球 20% 的石油供应总量，其中，1/4 多产品是一次性的^[21]；塑料生产和使用的碳排放可能占全球碳预算总额（2° C 情景）的 15%，这尚未考虑塑料在开放环境中降解产生的碳足迹^[1,22]。

塑料的环境影响的代价是触目惊心的。据 Truecost 的调查，消费品行业每年使用塑料的自然资本总费用超过 750 亿美元^[16]，食品行业责任最大，占塑料的自然资本总费用的 23%。超过 30% 的自然资本费用来自上游原材料开采和塑料原料制造产生的温室气体排放，下游最大的影响是海洋污染，每年的自然资本费用至少 130 亿美元。塑料消费引发了资源环境、生态、美学和人类健康等诸多问题，大多数问题都可以归结为线性的全球塑料利用模式。

1.2 中国紧迫的“塑控”需求

中国是全球最大的塑料生产国，也是全球最大的塑料消费国。年塑料（初级形态塑料）产量在新中国成立之初只有 400 多吨，1995 年约为 1100 万吨，2000 年为 2590 万吨，2010 年为 5830 万吨，自 2015 年突破 7500 万吨。中国人均塑料消费量在 2010 年超过全球平均水平（40 公斤），目前约是全球平均水平的 2 倍。然而，与发达国家的人均塑料消费水平、塑钢比相比，中国的塑料消费尚属相对低水平。

中国的塑料生产与消费总体处于增长的通道（图 1-1、图 1-2）。1949 ~ 1990 年，中国初级形态塑料生产累计产量为 2000 万吨；1991 年以来，初级形态塑料生产加速。全国初级形态塑料累计产量在 1991 ~ 2013 年的 13 年里突破 1 亿吨，在 2004 ~ 2017 年的 14 年里突破 7 亿吨，在 2018 与 2019 的两年里再增加 1.8 亿吨。截止到 2019 年底，中国的初级形态塑料产量已累计到 10 亿吨。

塑料在自然环境中降解一般需要数百甚至上千年，从环境容量的角度而言，塑料已经成为超级垃圾。作为石油资源高度依赖进口的塑料消费大国，中国在“塑控”——调控塑料生产、消费与后端处理、处置问题所处的情形较全球大多数国家更紧迫。

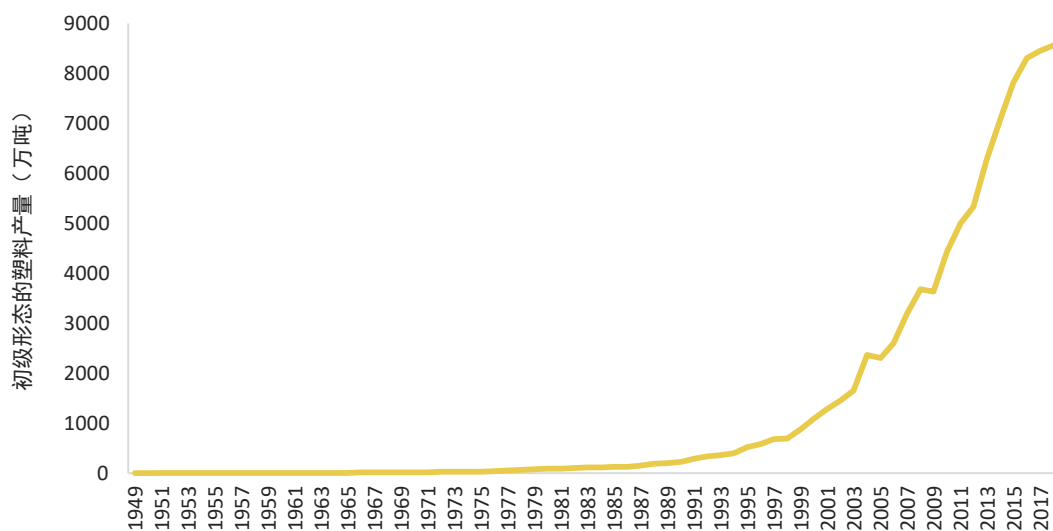


图 1-1 中国初级形态塑料生产量（1949-2018 年）

数据来源：根据《中国塑料工业年鉴》、《中国统计年鉴》整理。

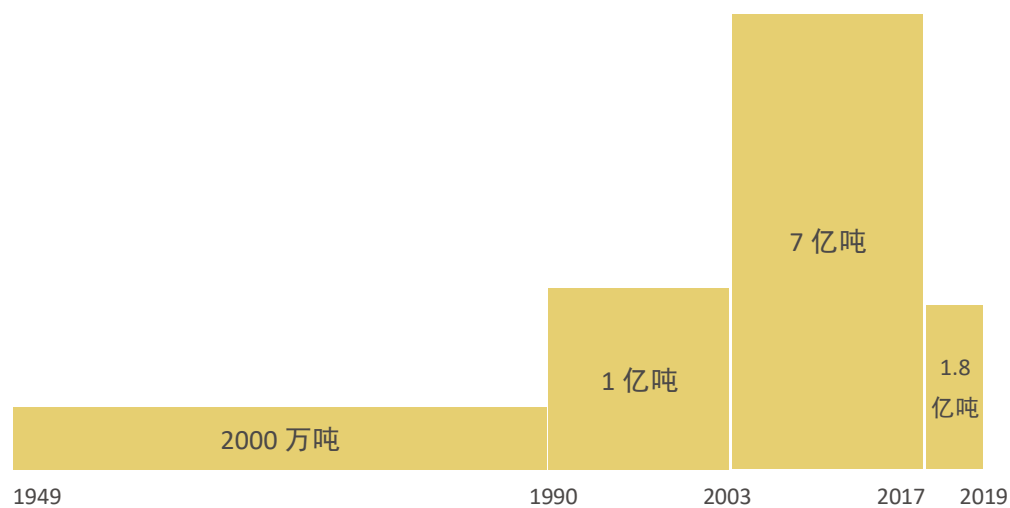


图 1-2 中国 10 亿吨初级形态塑料生产量的加速累积过程

注：2018 年，中国初级塑料产量 8558 万吨，2019 年 1～12 月统计产量为 9574.1 万吨。

2

中国“塑料包袱”流
评估

本章运用物质流技术，从国家与家庭两个尺度分析中国的塑料物质流，国家尺度的塑料流分析着重塑料的生产、消费、进出口及用后处理的总格局，家庭这一终端消费部门的塑料流分析着重“源解析”，以管理需求为导向，以服务塑料分类管理为目标。

2.1 全国塑料物质流分析

作为一个处于高速发展的发展中国家，中国几乎各类塑料消费均呈现增长势头，塑料物质流，无论在生产、消费还是贸易领域，都非常活跃。研究对 2017 年和 2018 年中国的塑料物质流进行了分析。报告中将使用后的塑料简称为“废塑料”，其本身并非天然为“废物”。

物质流分析（图 2- 1）表明，2017 年中国国内消费的 7567 万吨塑料中，23.3%（1768 万吨）以库存增加形式停留在社会经济系统之中，22.4%（1693 万吨）被回收再利用，54.3%（约 4100 万吨）被填埋或被遗弃于自然之中。2018 年的塑料物质流宏观格局（图 2- 2）与 2017 年基本相似。

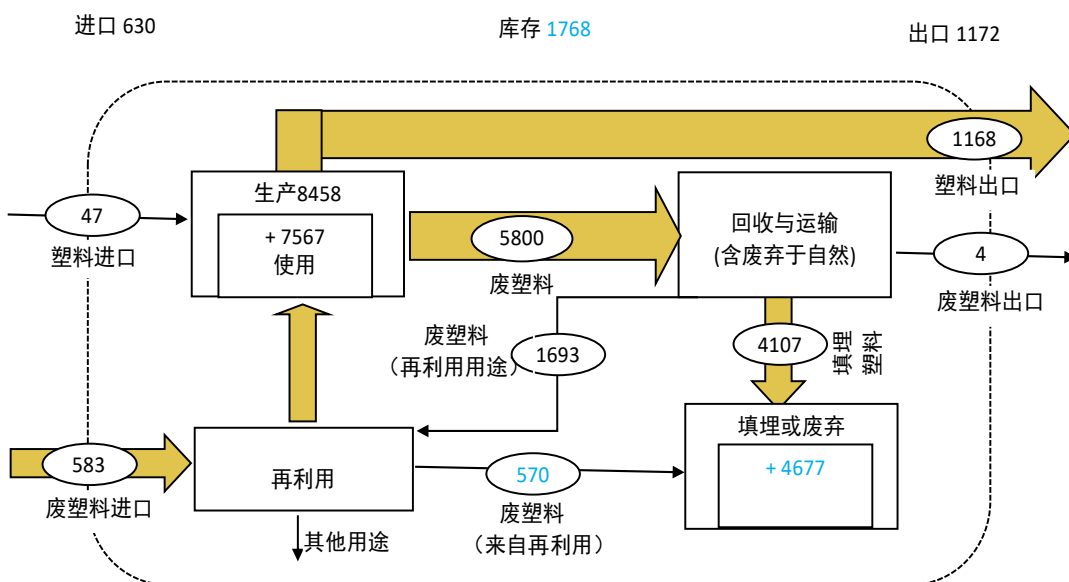


图 2- 1 2017 年中国塑料物质流分析

注：库存、废塑料（来自再循环）与填埋或废弃的数据为估计值；库存表示“库存增加及包含型净出口”。由于统计数据的限制，塑料回收量包含着以前年份消费的塑料。（单位：万吨）

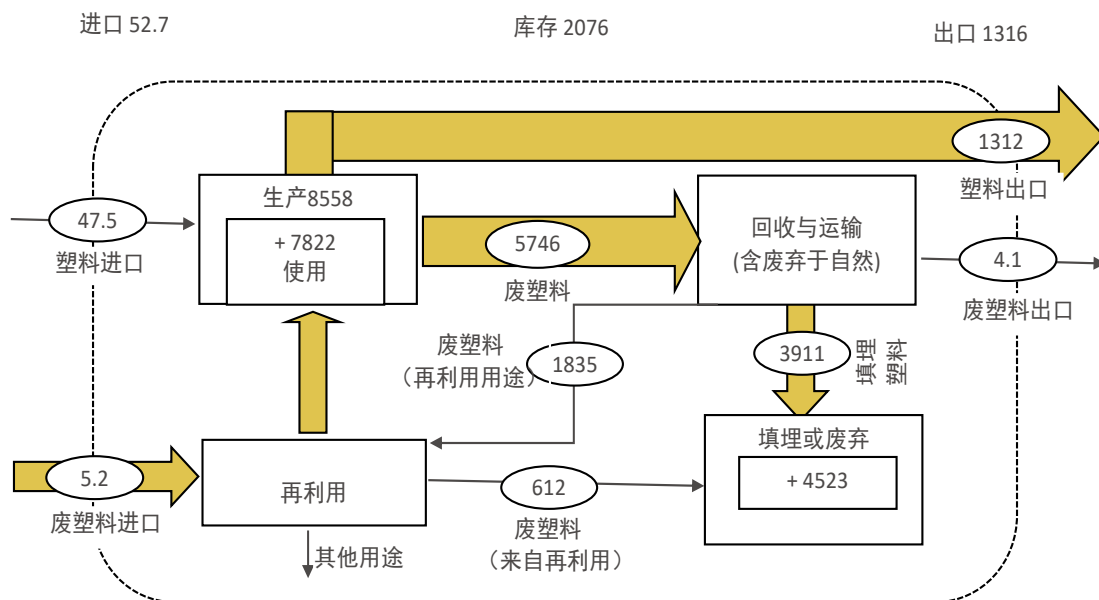


图 2-2 2018 年中国塑料物质流分析

注：同图 2-1。在“禁固令”即《关于禁止洋垃圾入境推进固体废物进口管理制度改革实施方案》作用下，2018 年塑料进口量较 2017 年锐减。（单位：万吨）

国产塑料的归宿中，净出口与用后回收在 2017 ~ 2018 年的两年里保持稳定，分别约占全年生产总量的 13% 与 20%（图 2-3）。2017 年，使用后进入自然系统被填埋或流浪的塑料占比为 47%，这个比例在 2018 年降至 43%。由于统计中的塑料回收量包含着以前年份消费的塑料，当年实际留存在自然之中的份额要高一些。使用后依然留存在经济部门与家庭部门的比例从 2017 年的 20% 上升到 2018 年的 23%。在一定的阶段内，经济系统、家庭与市政建设中的塑料存量是随着经济的发展、生活质量的提高而不断增长的，“塑控”的焦点是控制那些流量型消费即短寿的特别是一次性的快消费，特别是易在用后被填埋乃至遗弃在自然之中的那部分消费。

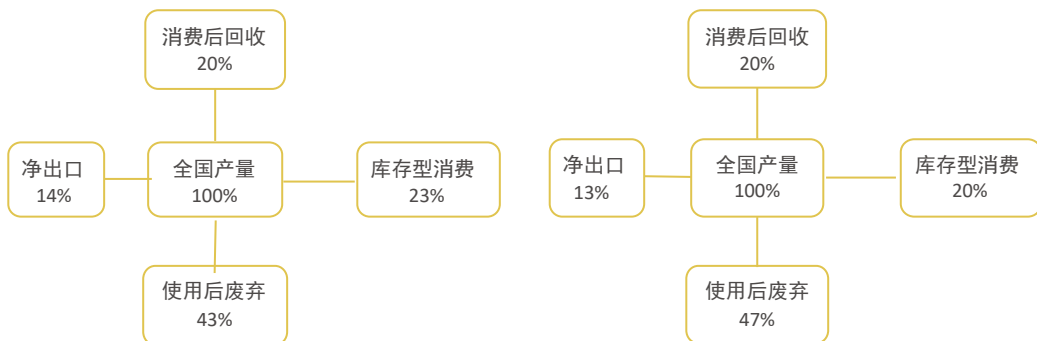


图 2-3 中国塑料生产的归宿：2017 年与 2018 年

注：库存表示库存增加及包含型净出口。左图为 2017 年，右图为 2018 年。

在 2017 与 2018 两个年度，中国塑料消费的部门流动格局基本保持稳定（图 2-4）。其中，约 38% 的塑料用于包装，6% ~ 8% 用于生产日常塑料制品。塑料在建筑领域发挥着“以塑代木”的作用，在电子电器、汽车生产中发挥着“以塑代钢”的作用，是有利于节能减排的。“塑控”最关键的部门是包装的紧邻下游，如饮品制造部门。

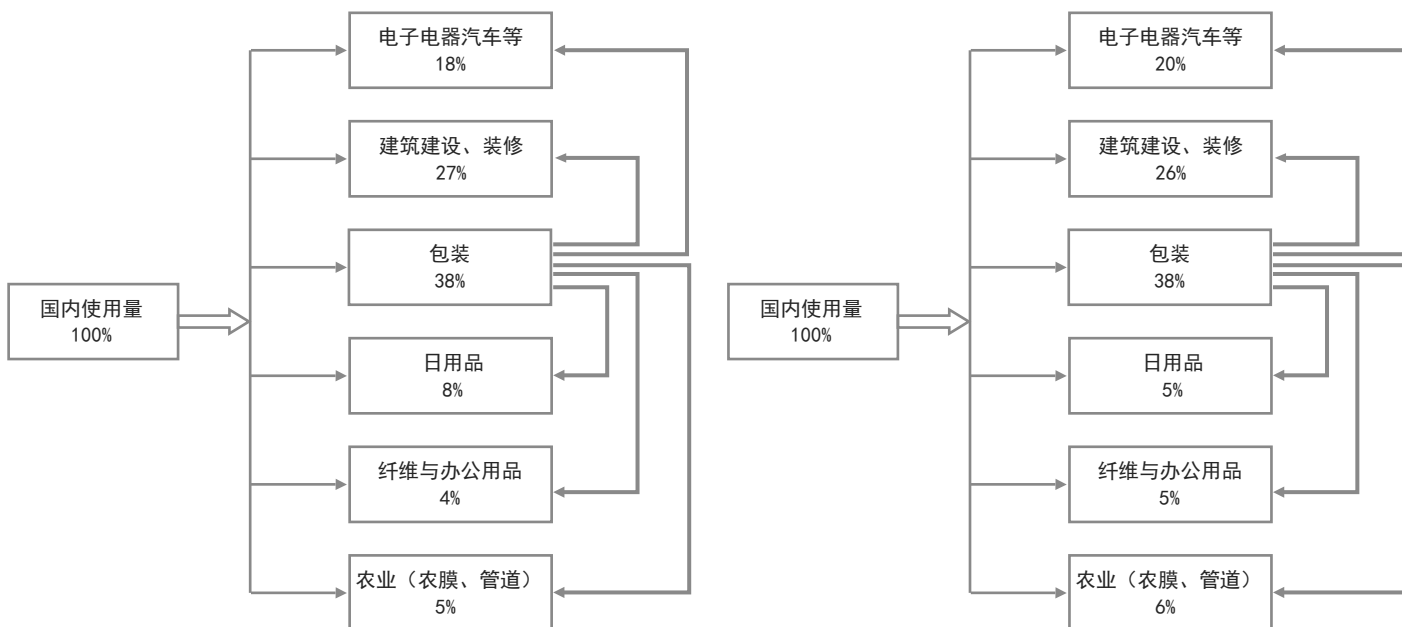


图 2-4 中国塑料生产的部门流向：2017 年与 2018 年

注：（1）根据中国分类型合成树脂消费结构与塑料制品生产结构；（2）电子电器汽车等指制造业中除包装、日用品、办公设备、纤维生产部门以外的行业，重点是电子电器生产、机械设备与交通运输工具制造；（3）农业中仅统计了农用薄膜与农业用管道，未考虑农业生产建设、建筑等使用的塑料建材；（4）建筑建设、装修中包含了所有涂料、粘合剂的数据。左图为 2017 年，右图为 2018 年。

2.2 家庭塑料物质流分析

根据发生数量，研究将居民家庭部门的塑料消费分解为大宗消费与微消费两类。前者指那些易被消费者察觉、发生数量相对较大的塑料消费，包括直接消费（如塑料盒）与间接消费（如包装塑料）；后者指那些易被消费者忽略的塑料消费，也包括直接消费与间接消费。根据消费者行为，研究将大宗塑料消费来源分解为 8 项，将塑料微消费来源分解为 6 项（表 2-1）。

表 2-1 基于数量的家庭塑料消费分类

塑料消费类型	来源
大宗消费	1. 家庭耐用品购买
	2. 快递（包装）
	3. 网络订餐（包装）
	4. 软饮料（包装）
	5. 购物塑料袋（超市、市场）
	6. 食品（包装）
	7. 日化用品（包装）
	8. 塑料日用品
微消费	9. 吸管
	10. 鲜饮品塑料杯
	11. 常用文具（笔芯、书皮、铅笔盒）
	12. 玩具
	13. 赠品
	14. 医疗（住院）
	15. 其他

考虑管理需求，研究对塑料间接消费采用“一级回溯”核算机制。以伴随面包发生的包装塑料为例（图 2-5），“一级回溯”机制下间接塑料消费仅考虑包装面包用的塑料，不考虑包装塑料运输与面包原料生产过程中涉及的塑料消费。

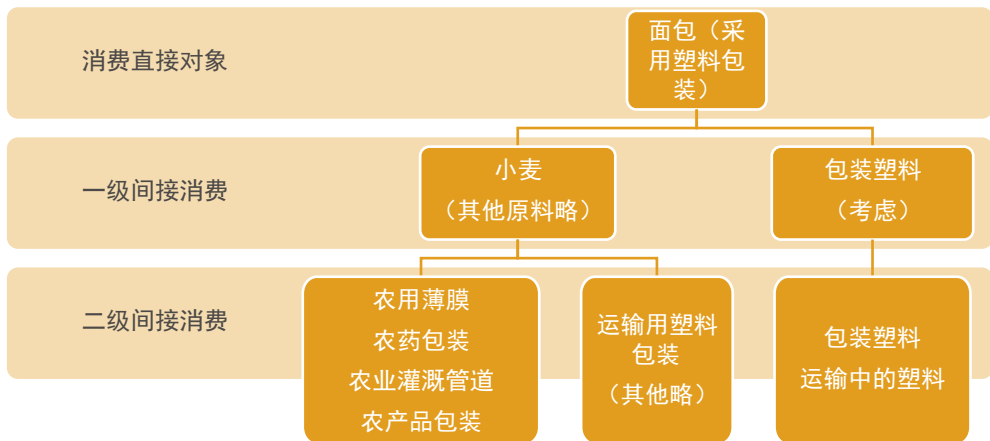


图 2-5 家庭部门塑料间接消费核算“一级回溯”机制示例图

对发生规模与消费者认知有显著差异的这两类塑料，适宜采用不同的管理机制与策略。中国家庭年均消费塑料约 86 公斤（2017 年，“一级回溯”核算机制）。其中，大宗消费 82 公斤，由 69 公斤的间接消费与 13 公斤的直接消费构成（图 2- 6），直接消费主要来自塑料日用品。大宗消费塑料的来源构成见图 2- 7，其中，商品伴随包装（饮料、食品等购买）占 34%，购物伴随包装（超市市场购物、网络购物）占 23%，这些包装基本是一次性使用的。

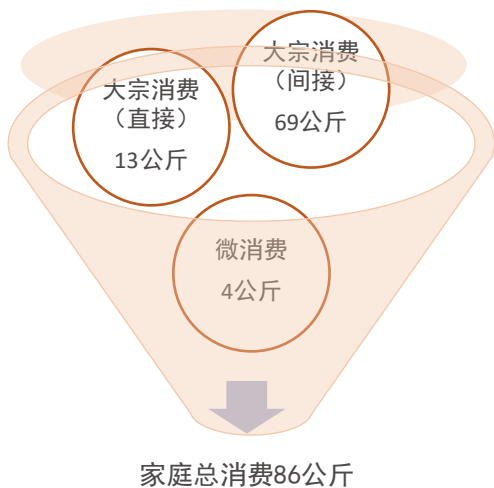


图 2- 6 中国家庭塑料消费

注：间接消费采用“一级回溯”机制，大宗消费的估计属于不完全统计，未考虑房屋购买、装修等其他活动，这部分及“一级回溯”以外的塑料消费共约 14 公斤，即户均家庭完全塑料消费为 100 公斤。

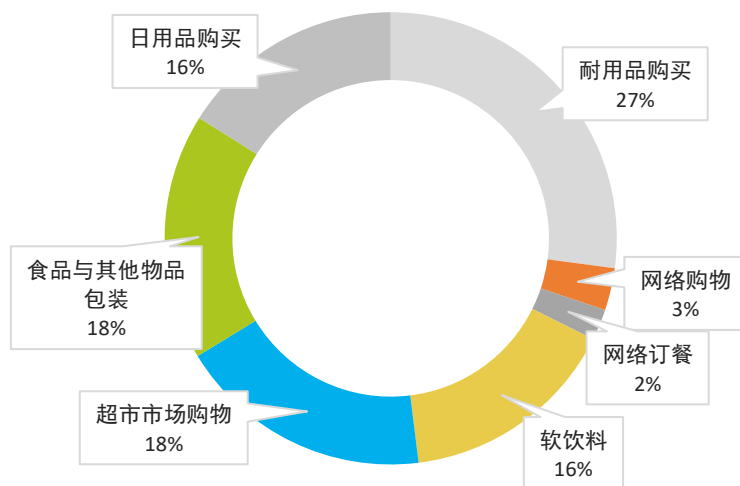


图 2-7 家庭塑料消费（大宗消费）构成

家庭微消费塑料 4 公斤（表 2-2），其单次消费量微，发生场景多、总量不容忽视，关系生产者与消费者绿色意识与行为的养成。例如，不完全估计人均每年“喝掉”塑料 0.6 公斤，其中，使用吸管约 100 支、折合 0.1 公斤，奶茶、新榨果汁、豆浆等非瓶装饮品按人均年消费 50 杯估计，消耗塑料 0.5 公斤。这尚未考虑瓶装饮品的贡献。

微消费这部分塑料有相当一部分难收集，易被遗弃在自然环境之中。这些消费项目是“限塑”、“减塑”的重点、热点，更是难点。

表 2-2 家庭塑料微消费来源分解

序号	类型	人均	户均
1	吸管	100 支、0.1 公斤	0.3 公斤
2	鲜饮品塑料杯	50 只、0.5 公斤	1.5 公斤
3	常用文具（笔芯、书皮、铅笔盒）	75 克	0.23 公斤
4	玩具	0.12 公斤	0.4 公斤
5	赠品	-	0.2 公斤 (含在日常塑料中)
6	医疗（住院）	0.1 公斤（广州）	0.3 公斤
7	其他	0.3 公斤	1 公斤

注：其他包括餐具及宾馆小件用品包装、气球杆、搅拌棒、香烟滤嘴、卡片封套等。

3

关键塑料制品（大类）
的环境足迹评价

本章从塑料制品的大类视角，评估传统塑料（即化石基塑料）从源泉到厂门口这一部分生命周期阶段的环境影响，分析边界从原材料（原油）获取开始，到在工厂制成塑料制品为止。

3.1 评价方法与准则

研究采用生命周期技术，基于中国生产技术评估塑料的能源足迹、碳足迹与水足迹。基于“零塑垃圾”的理念，分两段评估塑料制品的环境影响：第一段从油井到产品（即厂门口），即 C2G_f（Cradle-to-factory gate），也即 W2P（Well-to-Product），从原油开采开始到塑料制品在企业制成为止；第二段从产品到坟墓，即 G_h2G（Household gate-to-Grave），从塑料制品离开家庭到后端处理、处置为止。

塑料制品在来到消费者身边之前，经历原油开采、基础化工原料（三烯三苯）制取、塑料树脂聚合、初级塑料加工到塑料制品加工等主要工业过程（图 3-1）。乙烯被誉为“石油化工之母”，是塑料链条中一条“龙头”。2017 年，中国石脑油裂解路线占比全国乙烯总产能 81%；MTO/CTO 所占比例近 19%。“三苯”生产重整分离与芳烃抽提是塑料链条中另一条“龙头”。尽管纯苯是中国国内芳烃龙头，但由于纯苯是各种工艺来源的副产品，在实践二甲苯即 PX 的生产能耗更受关注。



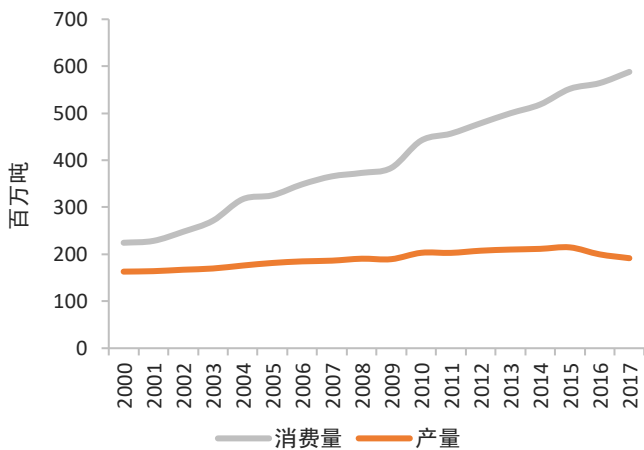
图 3-1 塑料的主要工艺流程

综上，研究选择以乙烯和 PX 作为核心基础原料展开塑料树脂的环境影响分析。

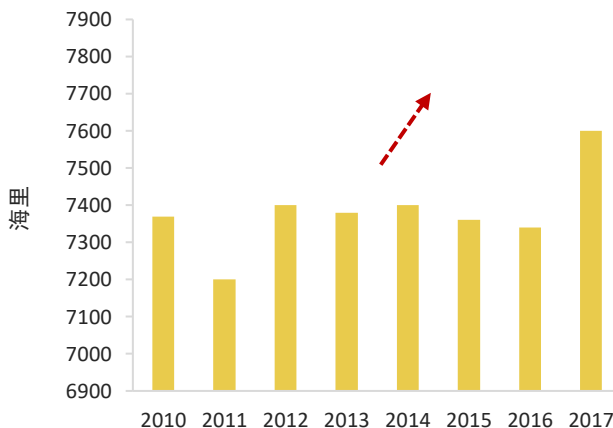
现代石油化工中的化工部门主要采用联产模式生产。一般而言，多联产系统的主产品和副产品均应列入评价范围内^[23]。本报告采用该分析理念，在高值化学品（HVCs）中基于经济价值分摊环境影响，轻烯烃的质量按 100% 考虑，非轻烯烃的质量按 50% 折算^[24]。

3.2 原油生产与运输的环境影响系数

根据全国能源平衡表，中国石油开采能耗为 0.08 t oe/t (toe, 吨标准油当量)。根据中石化与中石油企业年报，中国原油加工能耗为 74 kg oe/t。中国是一个原油总量相对稀缺的国家，原油供需缺口不断扩大（图 3- 2）。原油海运进口运距也在提升，2017 年约 7600 海里，每吨进口石油的平均运输能耗为 80 kg oe。每吨原油采出、加工的水资源消耗分别为 3 m³ 与 0.5 m³，运输过程的水资源影响可忽略不计。



(a) 中国原油生产与消费



(b) 中国原油海运进口平均运距

图 3- 2 中国原油生产、消费与进口运输距离信息

来源：产业信息网 2018 年 08 月 02 日信息“2018 年中国原油行业产量、消费量及进出口情况统计分析”。

3.3 三烯三苯的原油系数与完全环境影响系数

基于石油总量控制的现实需求，研究从两个层面考虑原油系数：石油需求系数与石油消耗系数。前者着重分析生产 1 吨产品需要的实际炼油产量，后者从产品生命周期的角度分析生产 1 吨产品消耗的石油资源量。在 HVCs 取值 95% 的情况下，“三烯三苯”对裂解原料的消耗系数为 1.51 吨，综合炼油产品结构与用途，得到“三烯三苯”原油消耗系数为 1.59（取值 1.60）t/t，实际炼油产能支持为其 6 倍多。

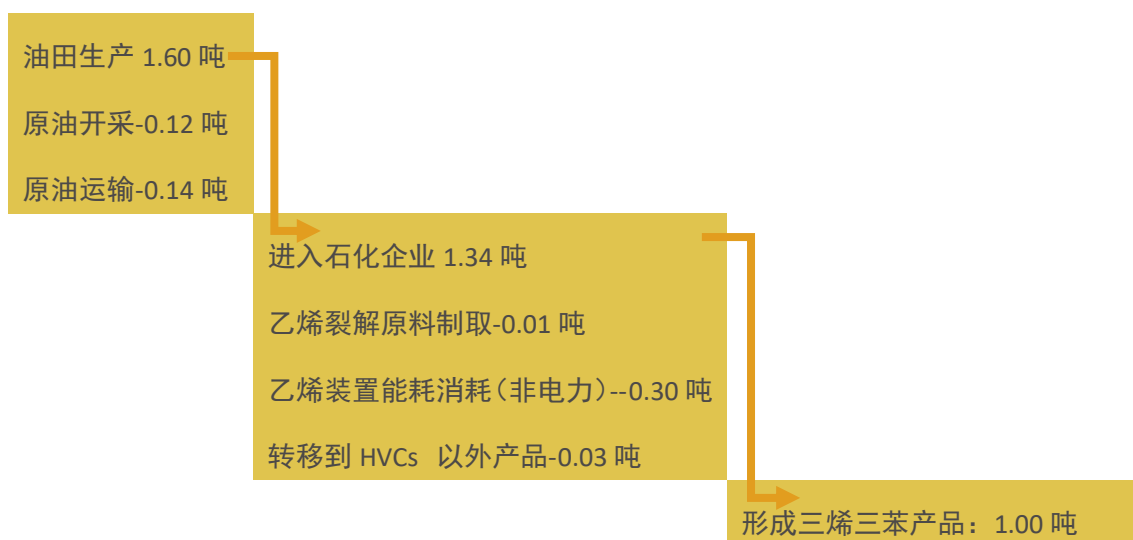


图 3-3 基于企业数据的三烯三苯生产原油（消耗型）流动

注：“三烯三苯”生产工艺中的电力需要外部提供；图中数据为按产品质量与产出结构分配到三烯三苯产品的石油资源，1 吨三烯三苯产品生产需要约 10 吨石油资源支持，消耗其中的 1.6 吨，剩余的 8.4 吨石油被分配在成品油等其他石化产品（未绘制）。

根据《中国能源统计年鉴》，2016 年中国每生产 1 吨乙烯消耗的能源为 590 kg oe。生产每吨对二甲苯生产的能耗为 500 ~ 700 kg oe。综合考虑各类产出的结构，“三烯”生产的平均能耗系数为 350 kg oe/t，直接碳排放为 1.0 t CO₂/t，“三苯”生产的平均能耗系数为 520 kg oe/t，直接碳排放 1.5t CO₂/t。加上原料包含的环境影响，每吨三烯三苯的完全能耗为 0.7~0.9 toe，碳排放为 2.2~2.7 t CO₂，取水系数为 10.5 m³左右（表 3-1）。

表 3- 1 厂界内三烯三苯的环境影响系数

项目	乙烯	丙烯	丁二烯	三烯	三苯
能耗系数 (t oe/t)	0.71	0.71	0.73	0.71	0.89
碳排放系数 (t CO ₂ /t)	2.17	2.17	2.23	2.19	2.68
取水系数 (m ³ /t)	10.8	9.0	12.0	10.2	10.7

3.4 五大树脂的完全影响系数

(1) PE 树脂与 PP 树脂的完全环境影响系数

聚乙烯 (PE) 的品质不同, 制造环节的环境影响也不同, 其中高压低密度聚乙烯 (LDPE) 生产的环境影响最大。在本报告中, LDPE、LDPE (高密度聚乙烯)、LLDPE (线性低密度聚乙烯) 装置的能耗系数参考《聚乙烯单位产品能源消耗限额 (广东省)》中的能耗限额水平取值, 取水系数根据地方工业标准中的取水限额出现频数较高的值取值。生产过程中的电力的碳排放按实际发电碳排放计入。截止到 2017 年, 中国聚丙烯 (PP) 装置产能 2147 万吨, 其中油头装置产能占总产能的 58.03%, MTO/CTO 装置产能占 31.25%, PDH 装置产能占 10.71%。综合工艺构成, 吨 PP 生产的能耗取值为 90 kg oe。依据地方取水定额, 吨 PP 生产的取水 2.5 m³。

分析表明, PE 树脂与 PP 树脂的能耗系数接近 (表 3- 2), 为 0.8 t oe/t, 碳排放强度也大致相当, 约为 2.6 t CO₂/t。PE 树脂的水资源影响强度 (16.6 m³/t) 相对高, 是 PP 树脂的 1.5 倍左右。

表 3- 2 PE 与 PP 的完全环境影响系数

项目	HDPE	LDPE	LLDPE	PE	PP
能耗系数 (t oe/t)	0.88	0.96	0.86	0.85	0.82
碳排放系数 (t CO ₂ /t)	2.72	2.98	2.67	2.64	2.53
取水系数 (m ³ /t)	16.4	16.6	17.4	16.6	11.7

注：电力碳排放系数为 3.26 tCO₂/t oe；PE 能耗是未分类的能耗限额，非各类 PE 能耗的平均。

(2) PVC 树脂的完全环境影响系数

根据氯乙烯单体的获得方法，聚氯乙烯（PVC）树脂可分为电石法、乙烯法和进口单体法。乙烯法 PVC 生产的物质流见图 3- 4，每吨 PVC 树脂生产需要消耗乙烯 0.50 吨、氯气 0.65 吨，追溯到原材料源头，需要消耗石油 0.8 吨^{*}，此外还消耗食盐 1.0 吨。

乙烯法 PVC 生产的直接环境影响与完全环境影响见表 3- 3，每吨 PVC 树脂生产消耗能源 2.0t oe，排放 6.7 t CO₂，取用水资源 11.5 m³。国内 70% 以上的企业采用电石乙炔法工艺生产 PVC，其能耗约是乙烯法的 3 倍左右^[25]，吨 PVC 的水足迹为 25 m³^[26]。本报告基于乙烯法分析与报告 PVC 的环境影响系数，报告的影响结果低于实际值。

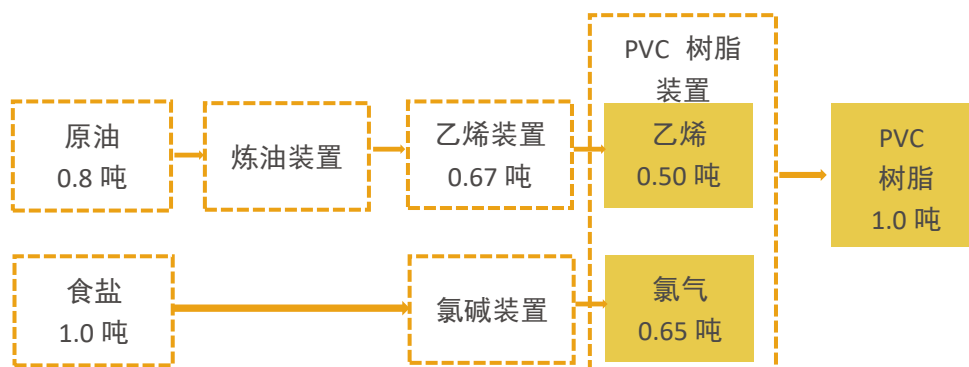


图 3- 4 乙烯法 PVC 树脂生产物质流图

* 支持乙烯生产的实际炼油量为 5 吨，其中，0.8 吨石油消耗于乙烯产品中，其余 4.2 吨流向其他产品。

表 3- 3 PVC 树脂的直环境影响系数及其主要原料的环境影响系数

项目	A 直接影响			B 原料的完全影响		C 完全影响		
	乙烯法	通用型	糊用型	乙烯	氯气	乙烯法	通用型	糊用型
能耗系数 (t oe/t)	1.12	1.08	1.15	0.71	0.81	2.00	1.96	2.03
碳排放系数 (t CO ₂ /t)	3.82	3.67	6.60	2.17	2.82	6.74	6.59	9.52
取水系数 (m ³ /t)	2.5	1.4	13	10.8	5.5	11.5	10.4	22.0

注：“乙烯法”列数据是全国乙烯法生产 PVC 树脂（通用型）与乙烯法生产 PVC 树脂（糊用型）的加权平均值。以通用法生产 PVC 树脂为例，完全影响 C= 直接影响 A+ 间接影响。其中，间接影响 = 乙烯原料需求系数 0.5* 乙烯的完全影响 B+ 氯气原料需求系数 0.65* 氯气的完全影响 B。

(3) PS 树脂的完全环境影响系数

聚苯乙烯 (PS) 树脂生产的上游为苯乙烯。目前世界上苯乙烯生产主要采用乙苯脱氢工艺和苯乙烯 / 环氧丙烷 (PO/SM) 共氧化法。其中，乙苯脱氢法占全球产量的 80% 多。研究着重分析乙苯脱氢法 (纯乙烯法) 生产苯乙烯的环境影响。

聚苯乙烯根据物化性质有非可发性聚苯乙烯 (PS) 和可发性聚苯乙烯 (EPS)，前者主要包括通用级聚苯乙烯 (GPPS) 和高抗冲聚苯乙烯 (HIPS)。中国 EPS 与 GPPS/HIPS 的产能构成比约为 64%: 36%，前者主要用于建筑用保温材料 and 包装及包装缓冲材料，后者主要应用领域为电子电器、日用品和办公用品 [27]。

每吨 GPPS/HIPS 生产需要苯乙烯 935/990kg，消耗电力 340/250kWh，不同工艺原料需求与能耗有所差异 [28]，地方取水定额为 2.5 m³/t。综合估计，中国每吨聚苯乙烯生产共消耗能源 1.4toe，排放 4.2tCO₂，取用水资源 17 m³，这些环境影响主要以隐含形式携带在其原料苯乙烯之中 (表 3- 4)。

表 3- 4 PS 树脂与 ABS 树脂的环境影响系数

项目	PS 树脂 (GPPS/HIPS)		ABS 树脂	
	完全影响	直接影响	完全影响	直接影响
产品制造能耗系数 (t oe/t)	1.37	0.08	1.30	0.13
产品碳排放系数 (t CO ₂ /t)	4.24	0.25	4.09	0.39
取水系数 (m ³ /t)	19.1	2.50	26.40	10

EPS的环境影响较GPPS/HIPS高。在天津,发泡聚苯乙烯制品综合能耗限额为3.2吨标准煤,取水定额为 $18\text{ m}^3/\text{t}$ (泡沫塑料值)。基于企业的分析(表4-2)表明,生产1吨EPS共消耗能源1.75toe,排放 5.5tCO_2 ,较GPPS/HIPS的能耗及碳排放影响高25%左右;取用水资源 37.5 m^3 ,是GPPS/HIPS取水量的7倍多。

(4) ABS树脂的完全环境影响系数

ABS树脂(丙烯腈-丁二烯-苯乙烯共聚物树脂)是由单体苯乙烯、丙烯腈以及聚丁二烯橡胶生产的共聚物^[29]。生产方法有三类:乳液接枝聚合法、连续本体聚合法、乳液接枝掺混法,约80%的企业采用乳液接枝聚合法。一般,生产1tABS树脂需丁二烯0.167t、丙烯腈0.239t(原料需求:丙烯209.11kg、氨83.63kg)、苯乙烯0.639t。大庆10万吨ABS树脂装置的能耗为130toe/tABS,大沽化工ABS装置的能耗126toe/tABS^[30,31]。在本研究中,ABS生产能耗取值为130toe/tABS,电力约占45%;取水定额参考天津规定,为 $10\text{ m}^3/\text{t}$ 。

综合ABS生产的原料使用与生产装置能耗,生产每吨ABS产品的总能耗为1.30toe,排放 4.1t CO_2 ,其中90%以隐含形式发生。生产每吨ABS取用水资源 26 m^3 ,隐含形式取水量约占2/3(表3-4)。

(5) 塑料制品的完全环境影响

全国每制造1吨塑料制品平均能耗为0.27toe,其中电力500kWh。综合生产原料包含的资源环境影响,各类塑料制品从油井到产品(W2P)的能耗系数见图3-5。就同类产品而言,能源消耗以PVC塑料制品的最高,其次为PS与ABS塑料制品,PE与PP塑料制品的最低且大致相当。各类塑料制品的W2P碳排放系数(图3-6)比较关系与之类似。水资源影响(图3-7)则是ABS产品最高,其次为PS与PP产品,而PP与PVC产品最低。不同原料制成的塑料制品的资源环境影响比较关系基本一致,W2P影响由高到低依次为:其他塑料制品、日用塑料品、薄膜塑料、包装塑料。

综合用后处理、处置的难易程度及处理技术的资源环境影响,塑料制品的资源环境影响程度由高到低依次为:其他塑料制品、日用塑料品、饮品包装瓶、外卖餐盒、日化品包装、其他包装、薄膜塑料袋。考虑用后处理、处置环节,包装塑料中饮品包装瓶回收利用相对容易实现,其次为日化品包装、外卖餐盒,而薄膜塑料、其他塑料包装的收集难度要相对大得多。湖北荆门老垃圾填埋场垃圾组分信息也证实了这一点^[45]:填埋塑料废弃物中最常见的类型是塑料袋,占41%。

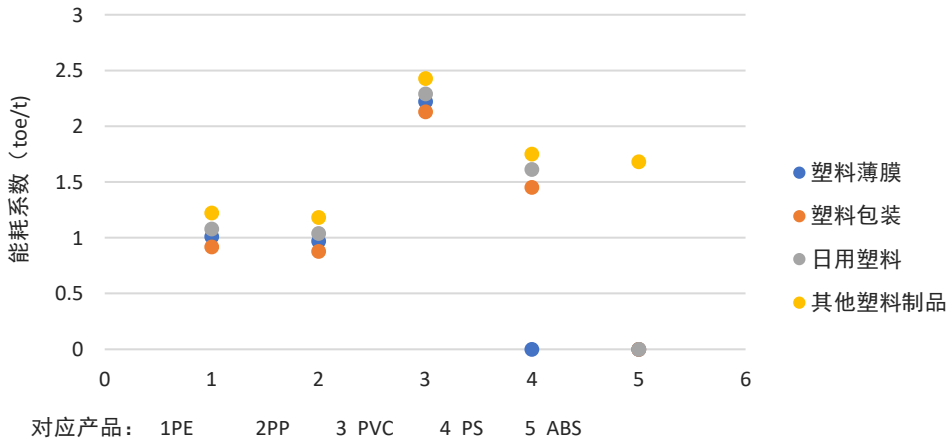


图 3-5 塑料制品的完全环境影响系数：能耗系数

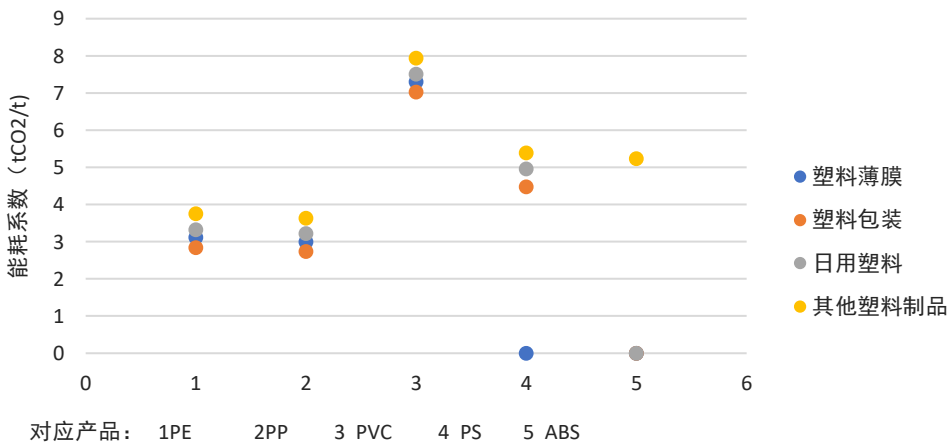


图 3-6 塑料制品的完全环境影响系数：碳排放系数

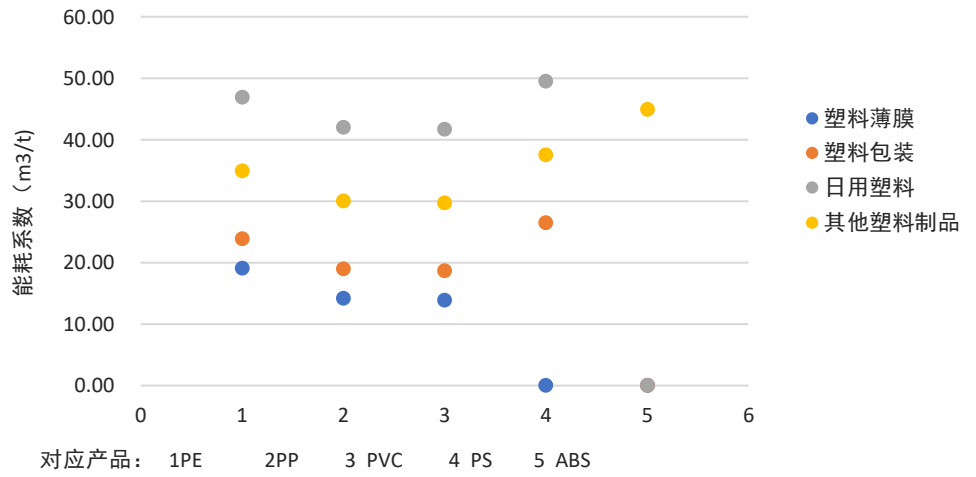


图 3-7 塑料制品的完全环境影响系数：取水系数

4

关键塑料制品（子类）
的环境足迹评价

本章从塑料制品的子类视角，评估传统塑料从源泉到厂门口这一部分生命周期阶段的环境影响。还专节分析了可降解塑料在这一生命阶段的环境影响。

4.1 主要塑料包装品的环境足迹评价

2018年，中国塑料包装行业销售收入约为1468.97亿元，较上年同比下降22.09%。全国有塑料包装企业2万余家，其中，规模以上企业1569家。在塑料包装中，薄膜制造业的经济贡献最大，其次是塑编制品制造业和塑料包装容器制造业（图4-1）。薄膜塑料袋的环境影响基本与薄膜的类似，本节评价其他塑料包装品的环境影响系数。

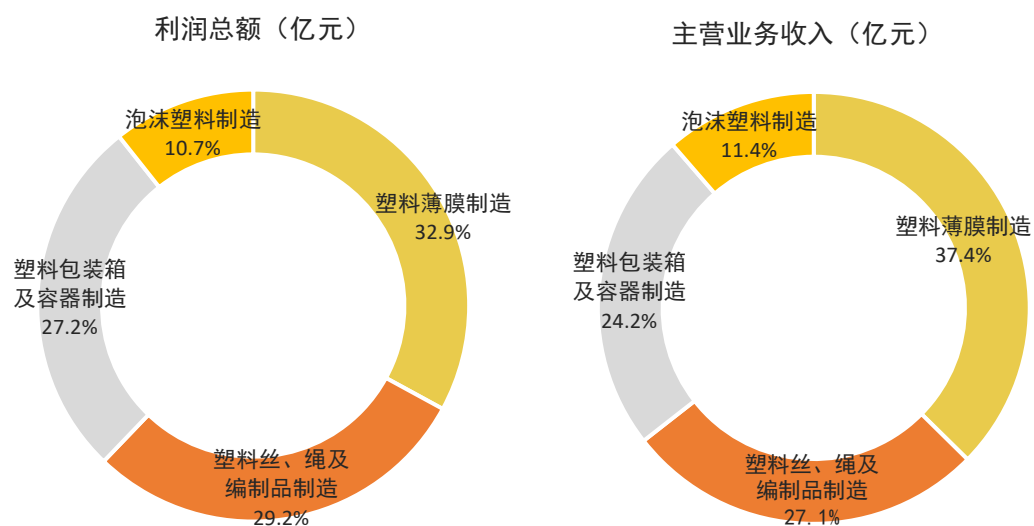


图 4-1 包装行业的部门构成

数据来源：根据《中国塑料工业年鉴 2019》相关数据整理

(1) 塑编制品的环境影响

根据《中国塑料工业年鉴 2019》，2018 年全社会塑编制品产量约 1819 万吨，其中，规模以上企业产量 1450 万吨。塑编制品的下游消费中，建筑用途约占 40%（水泥袋、土工布）、交通运输占 20%（集装袋、篷布）、工农业包装 40%。

塑编部门是相对的高耗能部门。但是，企业采用节能设备的比例逐年提高，部分企业吨编织袋电耗由原来的 1700kWh 降至 800 kWh 以下。塑编部门也是发展“闭环”塑料经济的重要部门，可惜的是，塑编行业的再生料使用近几年在下降（图 4- 2）。2018 年，再生料仅占 15%，PP 新料和 PE 新料分别为 70% 与 15%。

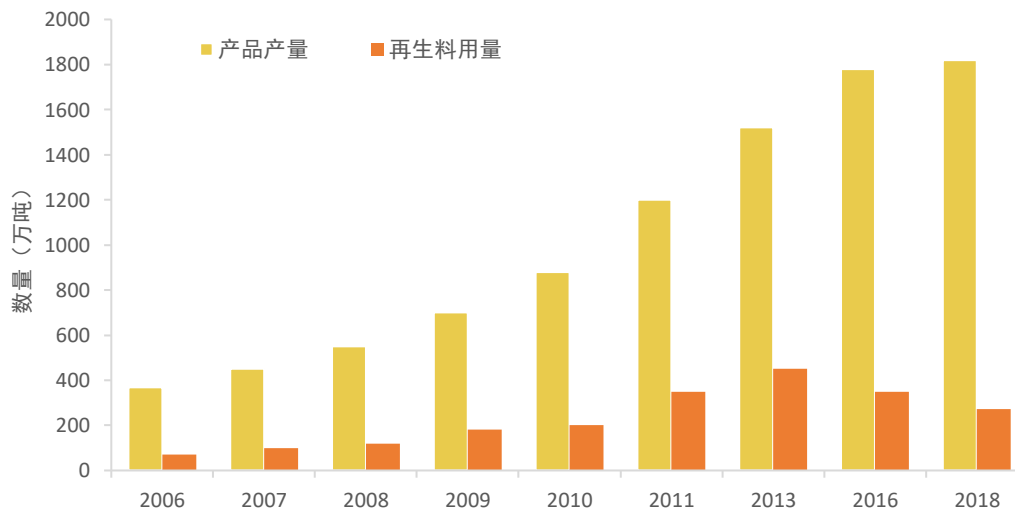


图 4- 2 塑编制品产品与再生料使用对比

数据来源：2006-2011 年再生料根据中国塑料包装网整理，2013 年再生料数据来自宁晓琴（2014）^[32]，2016 与 2018 年数据来自《中国塑料工业年鉴》

每吨新料塑编袋从油井到产品的生命过程中，共消耗能源 1.1~1.2 吨标油，排放 3.5~4 吨二氧化碳，取用水资源 20 余立方米。来自制造过程与原料包含的能耗与碳排放的影响之比接近 1: 2。若 100% 采用再生原料，能耗与碳排放的影响下降 65% 左右，同时还避免了 1.6 吨的石油资源消耗。

（2）塑料箱类产品的环境影响

塑料周转箱和塑料托盘等箱类产品近年来发展迅速。中国塑料周转箱产量（规模以上企业）在 2006 至 2010 年增长了 1 倍多，在 2010 年达到 343 万吨。在 2018 年，中国净出口塑料周转箱 220 余万吨。根据中国物流与采购联合会托盘专业委员会的信息，2003 年全国物流系统中各类托盘总保有量为 0.73 亿片，2019 年全国托盘年产量约 3 亿片、保有量约 14.5 亿片^[33]。托盘总数中，木托盘占比从 2003 年的 90% 下降到 2013 年的 80%^[34]，塑料托盘的地位在持续提升。

塑料周转箱和塑料托盘的制作工艺有两种：热挤冷压成型与注射成型（注塑），目前主要采用注塑工艺。每生产 1 吨产品约耗能 0.5tec。周转箱、托盘等塑料容器生产一般以 PE 树脂为原料，根据用途利用再生料。研究分析了 0%、30%、50%、80% 和 100% 再生料五种情形（表 4-1）。生产 1 吨此类塑料制品时，再生料含量每提高 10%，能源消耗约减少 0.1 toe、由此减排约 0.3 tCO₂，少取用水资源近 2.3 m³。

表 4-1 塑料包装容器的资源环境影响系数

产品	能源消耗 (toe/t)	碳排放 (tCO ₂ /t)	取水系数 (m ³ /t)
周转箱、托盘 (0% 再生料)	1.22	3.7	23.9
周转箱 (30% 再生料)	0.89	2.7	17.1
周转箱 (50% 再生料)	0.67	2.0	12.5
周转箱 (80% 再生料)	0.34	1.1	5.6
周转箱 (100% 再生料)	0.12	0.4	1.1

（3）泡沫塑料制品的环境影响

泡沫塑料在包装、制造和装饰装修诸领域都十分活跃。中国市场上用量最大的三个品种是 EPS（PS 泡沫塑料）、EPE（PE 泡沫塑料）和 PU（聚氨酯）泡沫。EPE 与 EPP（PP 泡沫塑料）是较环保的新型发泡产品，前者可作为包装缓冲，后者可用于生产肉类包装、食品包装和瓶用密封垫。PU 发泡材料回收利用难，其泡沫片材在发泡过程中还有异氰酸酯残留的健康风险问题。EPS 制品是重要的建筑保温材料，2018 年中国使用了 290 万吨 EPS 制品，其生产面临持久性有机物 HBCD（六溴环十二烷）的替代问题。

泡沫塑料制造能耗数据来自四家企业，取值 0.50tec/t，取水系数来自地方限额制，



为 18 m³/t。EPS 包装的完全能耗与碳排放影响较 EPP、EPE 包装高 40% 多（表 4-2）。加上 HBCD 影响，应逐步限制 EPS 流向包装和物流领域。

表 4-2 发泡包装制品的资源环境影响系数

产品	能源消耗 (toe/t)	碳排放 (tCO ₂ /t)	取用系数 (m ³ /t)
EPP 制品	1.19	3.7	30.0
EPE 制品	1.22	3.8	34.9
EPS 制品	1.75	5.5	37.5

(4) 不同包装的环境影响对比

产品尺度的环境影响评估结果见图 4-3。产品之间的环境影响对比关系基本与大类尺度的评估结果一致，说明评估结果稳定性良好。

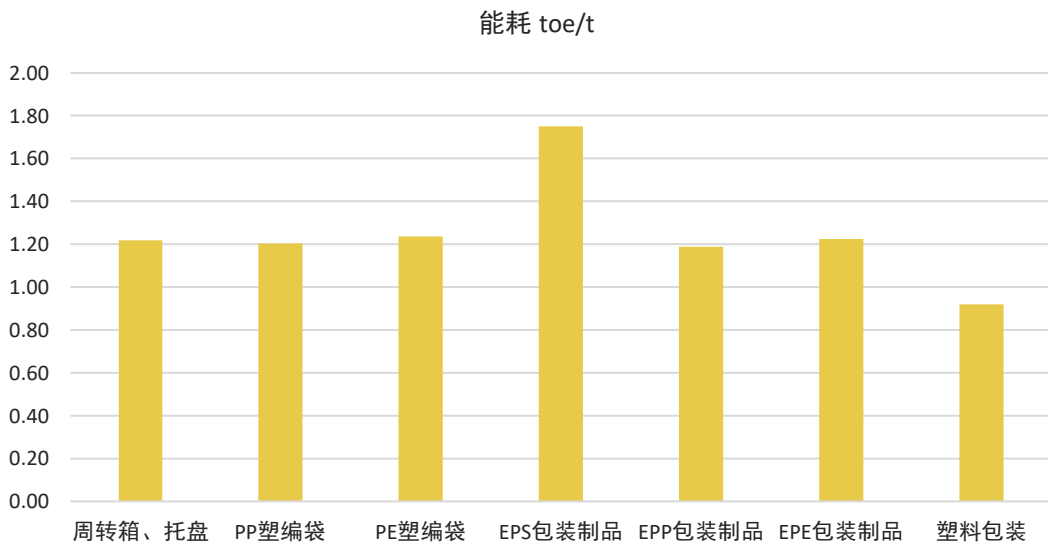


图 4-3 评估结果 (能耗系数) 对比

4.2 主要建筑材料的环境足迹评价

塑料建材与塑料包装并列为塑料制品业增长最快的两大领域、两大支柱。其核心产品为塑料管道、异型材与建筑用塑料泡沫。

(1) 塑料管道的环境影响

2011年至2018年，中国塑料管道产量由1000万吨增长到1567万吨，年均增长6.63%。根据《中国塑料工业年鉴》，2018年中国有208.8万吨PE树脂、92.3万吨PP树脂和980万吨PVC树脂用于管道制造。PVC管道广泛用于给排水、通信、电力等领域；PE管道主要用作市政给水管道，PP管道（以无规共聚聚丙烯管（PP-R）为主）主要用于家庭冷热水管及采暖，二者在塑料管道中的占比呈上升趋势。

PP管道能耗参考上海《DB31 724-2019 冷热水用聚丙烯（PP-R）管材单位产品能源消耗限额》，PVC管道能耗参考上海《DB31 971-2016 硬聚氯乙烯（PVC-U）管材单位产品能源消耗限额》。受产品性质与生产技术的影响，不同来源的PE管材的生产能耗系数变动大，可能相差几倍。研究取PP-R管生产能耗为800 kWh/t，PVC-U管生产能耗为550 kWh/t，PE管生产能耗为400 kWh/t。

从油井到产品，每吨PE管材、PP管材的总能耗为1toe左右，包含的碳排放共3 tCO₂，取用水资源18~20 m³（表4-3）。若PVC管材的原料来自乙烯法PVC，吨产品的总能耗为2.2toe，取水量为15.3 m³；若来自电石法PVC，吨产品的环境影响显著提升。

表 4-3 塑料管道的资源环境影响

项目	能源消耗 (toe/t)	碳排放 (tCO ₂ /t)	取用系数 (m ³ /t)
PE 管材	0.96	3.0	17.9
PP-R 管材	1.02	3.2	20.0
PVC-U 管材	2.21	7.3	15.3
PVC-U 异型材	2.21	7.3	15.3

注：PVC-U 管材、异型材的生产原料 PVC 来自乙烯法工艺。



(2) 塑料建材的环境影响

近些年来，中国塑料异型材及门窗发展快速，主要是 PVC 产品，其生产的资源环境影响基本与 PVC-U 管材相当。

泡沫建材应用在墙体保温、装修装饰与管道保护等多领域。在中国，保温材料以 EPS 产品为主，装修装饰既有 EPS 产品也有 PVC 发泡产品等。与 EPS 包装材料的资源环境影响相比，EPS 建材的影响略高。不同原料的发泡产品能耗碳排放影响有显著差异（图 4-4）。

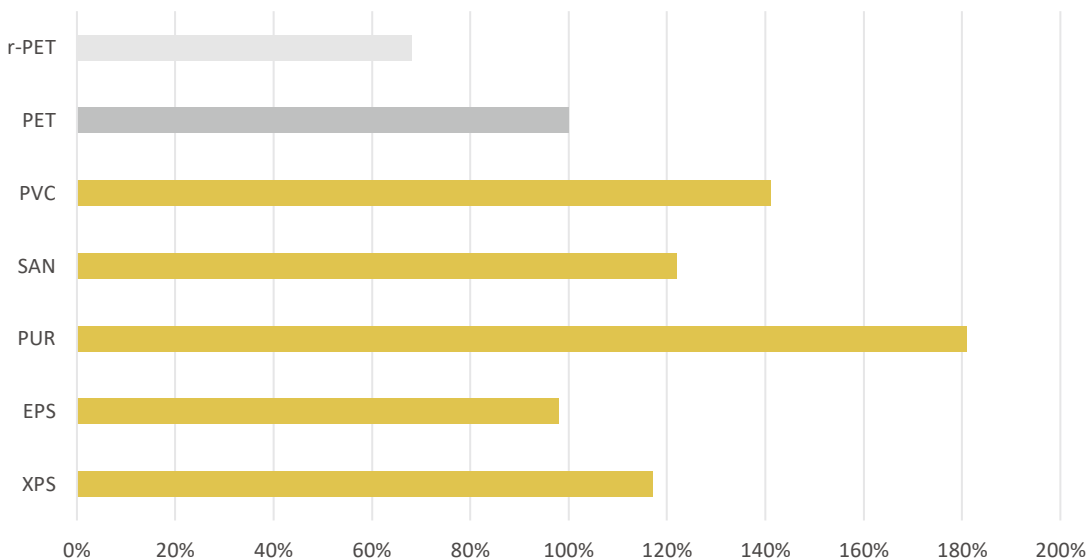


图 4-4 单位质量发泡材料的碳排放比较

注：（1）PET 表示使用新料制造的 PET 泡沫，r-PET 表示使用再生树脂料制造的 PET 泡沫；（2）横坐标以 PET 泡沫的碳排放为参照，“100%”对应碳排放系数 3.23kg CO₂/kg；（3）来源见文献^[35]。

4.3 可降解塑料的环境足迹评价

(1) 生物塑料与可降解塑料

中国是塑料生产大国、消费大国，也是生物塑料生产大国（图 4-7）。国内的政策语境和媒体偏好使用“可降解塑料”一词。公众可能将之等同于“可生物降解塑料”、生物塑料。而事实并非如此。可降解塑料，是从降解途径与机制而言的，包括光降解塑料、热氧降解塑料和可生物降解塑料三类。

生物塑料是新生代塑料，是相对于石油基、不可降解的传统塑料而言的，指生物基的、生物可降解的以及二者兼具的塑料。生物塑料有三大家族：生物基可降解塑料；生物基不可降解塑料、石油基可降解塑料（图 4-5）。2019 年，全球生物塑料年产能 211.4 万吨，其中，可生物降解塑料产能占 55.5%，从上游看，生物降解塑料以淀粉基、PLA 和 PBAT 为核心（图 4-6）。淀粉基塑料性能缺陷大，使用范围和规模均受限，PLA 和 PBAT/PSB 产业化程度相对高、产能增长快，二者分别在硬质材料和软质材料领域占优势。

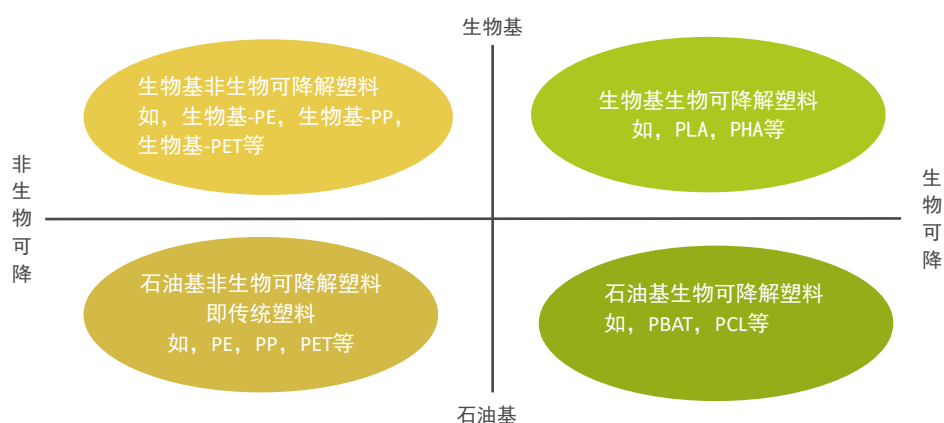
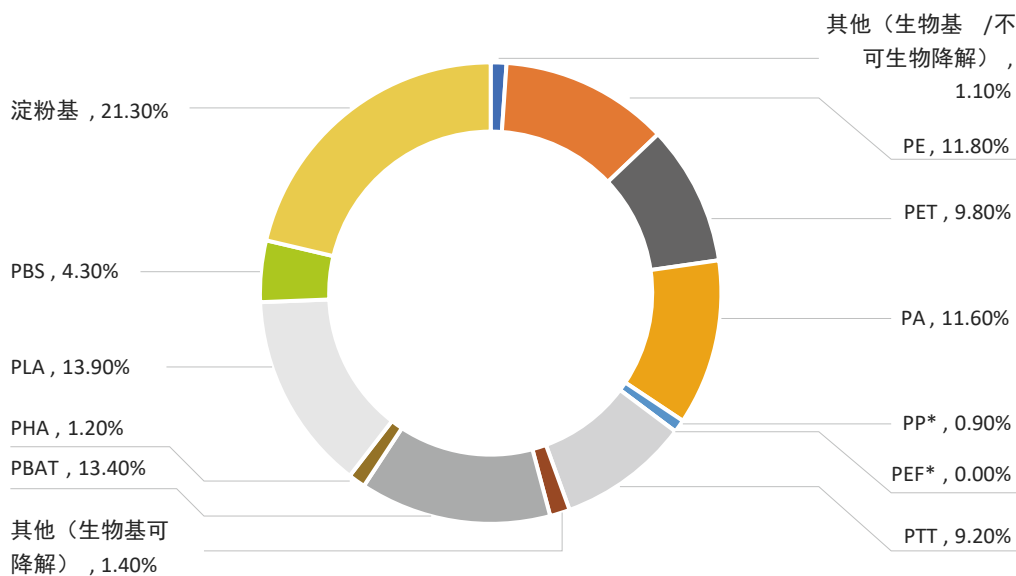


图 4-5 生物塑料与传统塑料

注：Eric/ 绿色和平依据 <https://www.european-bioplastics.org/bioplastics/> 绘制。



左侧：生物基可生物降解（55.5%）
 *生物基PP与PEF处于研发中，预计2023年达到商业化规模。
 数据来源：欧洲生物塑料协会（2019）
 详见：<https://www.european-bioplastics.org/market/>

右侧：生物基/不可生物降解（55.5%）

图 4-6 全球生物塑料产品构成（2019）

生物塑料和可降解塑料，这两种称谓在某种意义上反映了考察塑料问题、治理塑料问题的视角差异。相比而言，可降解塑料立足于塑料垃圾滞留困境，寻求来自人类社会经济系统的末端处置方案。生物塑料还立足于资源耗竭性问题，寻求来自自然经济系统的解决方案。

2018 年中国可生物降解塑料产能为 45 万吨，其构成如图 4- 7。全国产量为 13.5 万吨，仅占全国 1.08 亿吨塑料产量的 0.13%，国内市场需求 4.2 万吨，约三分之二的可生物降解塑料流向欧洲等地。

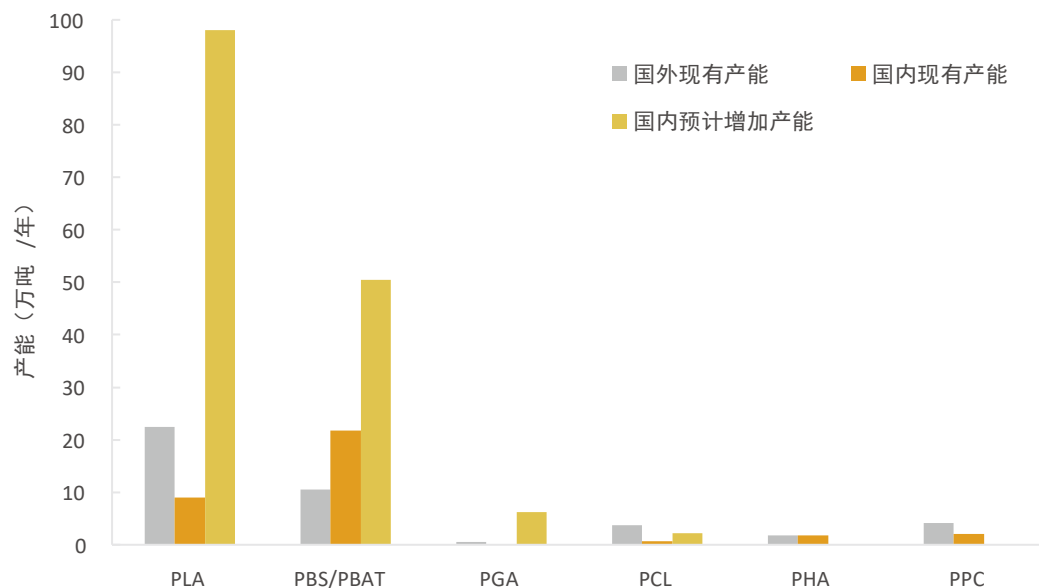


图 4-7 全球及中国可生物降解塑料的产品构成

来源：谢鸿洲等（2020）^[36]

（2）PBAT/PBS 的环境足迹

PBS（聚丁二酸丁二醇酯）是目前世界公认的综合性能最好的可完全降解塑料品种，但是，存在抗撕裂性能较差和韧性不高的缺点。PBS 由丁二酸（SA）和 1,4 丁二醇（BDO）缩聚而成。国内 SA 主要以顺酐为原料采用电解法制得。顺酐产能一直以苯氧化法路线为主，研究基于苯氧化法工艺评估顺酐的环境影响。BDO 产品主要以乙炔和甲醛为原料采用炔醛法生产。生物法制 BDO 和 SA 占比极微，其碳素完全循环的绿色属性正吸引生产者加快产业布局。

PBAT（己二酸丁二醇酯-co-对苯二甲酸丁二醇酯）是热塑性可降解塑料，成膜性能良好，可以克服 PBS 抗撕裂性能较差和韧性不高的缺点，是替代传统塑料中最富技术优势、成本优势的可降解塑料品类。其下游产品主要是塑料包装薄膜、农用薄膜、一次性塑料袋和一次性塑料餐具。PBAT 制备有三种酯化方式：共酯化、分酯化和串联酯化。研究选用以己二酸（AA）、对苯二甲酸（PTA）、丁二醇（BDO）为单体的共酯化工艺。不同路径的 AA 生产工艺均以苯为主要原料，环己烷法工艺每制取一吨 AA 约需 0.75 吨纯苯。

PBAT、PBS 在化工产业链中位于三烯三苯的下游。二者在产业链中的位置客观上决定，若其化石基原料格局没有取得突破性进展，生产单位质量的 PBAT、PBS 产品的



环境需求较传统的 PP、PE 树脂高。分析表明，PBAT 和 PBS 的能源足迹分别是 PP 的 3 倍和 2.5 倍，碳足迹是 PP 的 2.6 倍左右（图 4- 8）。

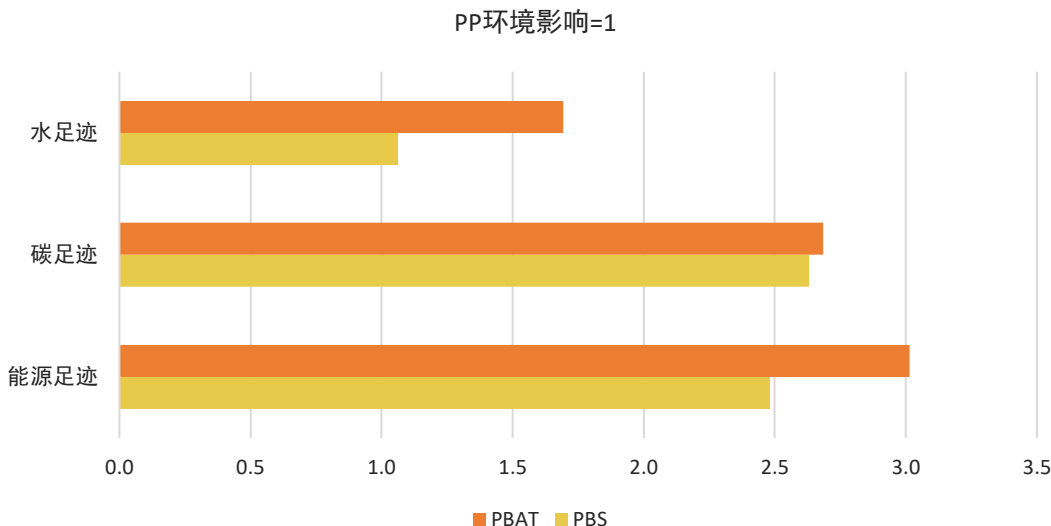


图 4- 8 PBAT/PBS 的环境足迹：基于 PP 树脂

注：PP 树脂的环境影响略高于 PE 树脂，所以基于 PP 绘图。分析边界从油井到工厂。

(3) PLA 的环境足迹

聚乳酸（PLA）被认为具有逐步取代传统塑料的潜力。可用于注塑、薄膜、片材、纤维几乎各种塑料用途。PLA 原料广泛，一代 PLA 以谷物、木薯等农产品为原料，存在与粮争地的风险，二代 PLA 以秸秆等农业及农产品加工剩余物为原料。全球及国内已有 PLA 装置主要是一代装置，玉米是国内 PLA 的主要生产原料。二代 PLA 装置正以更快的速度增长，将逐渐取代粮食基 PLA 装置的主导地位。

研究设置三种情境评价谷物（玉米）基 PLA 的环境影响。情境 1 既考虑玉米的碳库功能，也考虑秸秆在产业链的能源化利用。假定 50% 的秸秆被收集制能，能源转化效率为 45%。情境 2 仅考虑玉米的碳库功能，是国内 PLA 生产的实景。情境 3 既不考虑玉米的碳库功能也不考虑秸秆利用，描述的是 PLA 塑料被丢弃在自然界，在自然环境又无法降解的情形。

情境 2 下，每吨 PLA 的能源足迹与 PP 树脂的能源足迹大致相当（图 4- 9），但是，碳足迹不足 PP 的 10%，这归功于作物碳库功能沿着产品链从谷物传递到 PLA 产品之中。谷物生产剩余物即秸秆等的碳排放发生在分析边界之外，成为 PLA 原料的隐形

“固废包袱”。当弃之不管的塑料处置模式发生时（情境3），PLA 产品中的碳命运与传统塑料中的碳命运并无本质的区别，而且，PLA 产品的水足迹较化石基的 PP、PE 高 20% 左右。

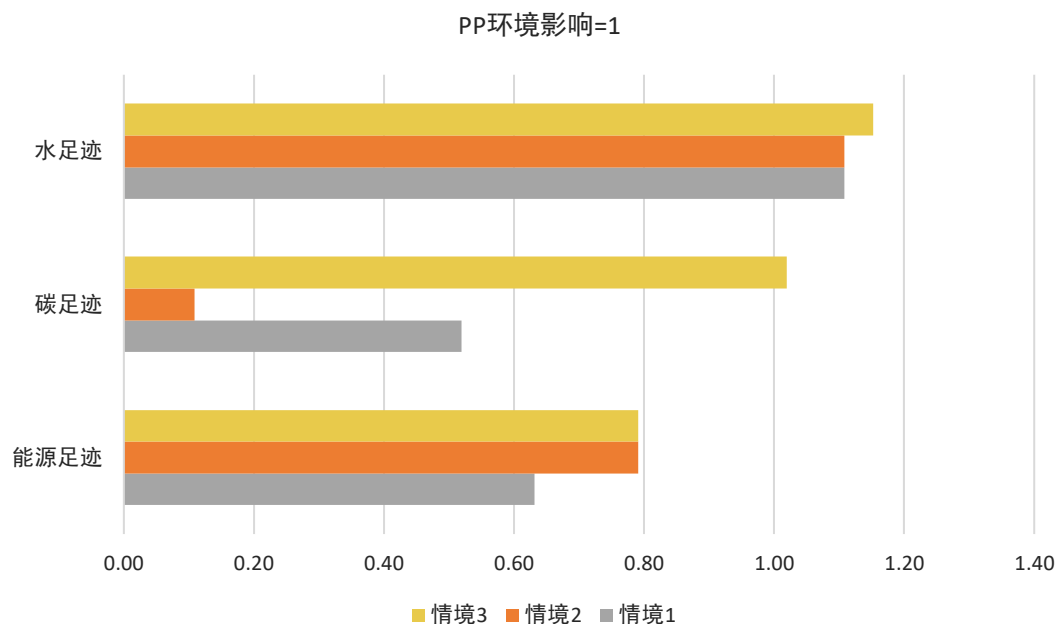


图 4-9 PLA 的环境足迹：基于 PP 树脂

（4）PPC 的环境足迹

PPC（聚碳酸亚丙酯）是 CO_2 和环氧丙烷（PO）的交替共聚物，被评价为可“抑制温室气体排放”。该产品具有高阻隔性（隔氧性）和生物相容性，目前主要用于农膜、食品及医药品包装、餐具等领域。PPC 树脂玻化温度较低，通常与其他树脂共混，以提高制品的整体性能。中科院长春应用化学研究开发的 PPC 工艺生产产品是与 PBAT 共混的 PPC 薄膜专用树脂。

纯 PPC 生产的 CO_2 与 PO 消耗配比约为 40%：60%。PO 合成有三种工艺：氯醇法、间接氧化法、直接氧化法。国内氯醇法路线 PO 产能占 60%，该路线成本竞争力强，但水资源和氯气消耗量大。双氧水直接氧化法（HPPO）产能占 13%，该工艺环境友好度高，但技术难度大。

不同工艺制得的 PO 可翻转 PPC 产品与传统塑料环境足迹的对比关系（图 4-10）。当 PO 来自氯醇法路径时，生产 1 吨纯 PPC 聚合物的能耗是 PP 能耗的 2.5 倍，产生的碳足迹和水足迹是 PP 的 3 倍。PPC 的碳足迹有 60% 左右来自原料，40% 左右



来自工艺能耗。若 PO 来自直接氧化工艺时，单位 PPC 的环境绩效显著改善，能源足迹、碳足迹仅为氯醇法的 60% 左右，水足迹不足氯醇法的一半。

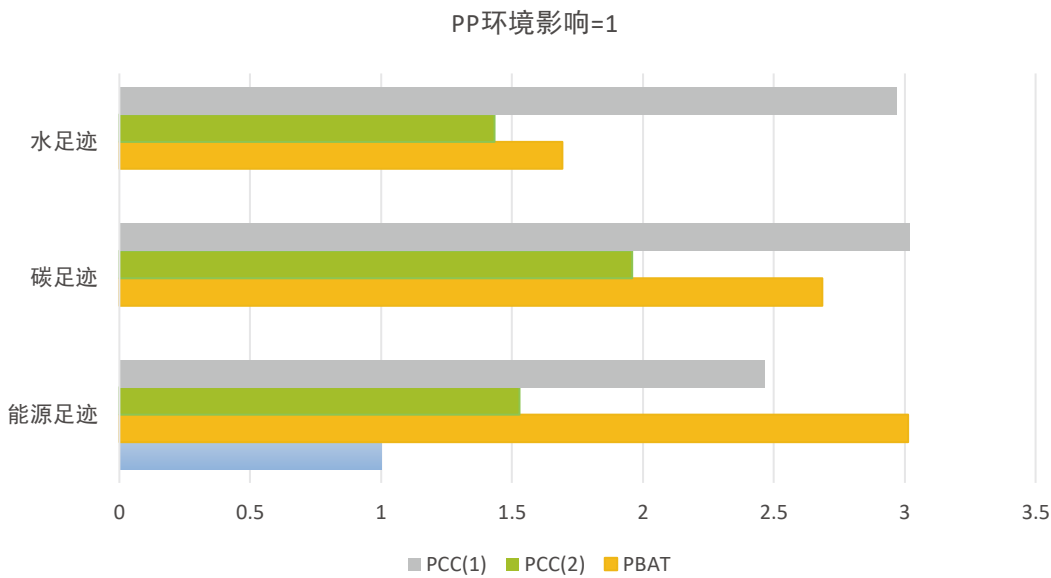


图 4- 10 PPC 的环境足迹

注：PCC 后面的数字指原料 PO 的生产工艺，（1）为氯醇法；（2）为直接氧化法。

（5）从环境足迹看塑料替代

伴随“禁塑令”的升级与实施，可降解塑料成为了一次性传统塑料的重要替代品。分析表明，不同品类（大类）的可降解塑料环境绩效差异显著，在塑料领域，“可降解”并非资源节约、环境友好的代名词（图 4- 11）。塑料的本质碳龄和其在产品链中的位置，很大程度上决定了它们的相对环境友好性。

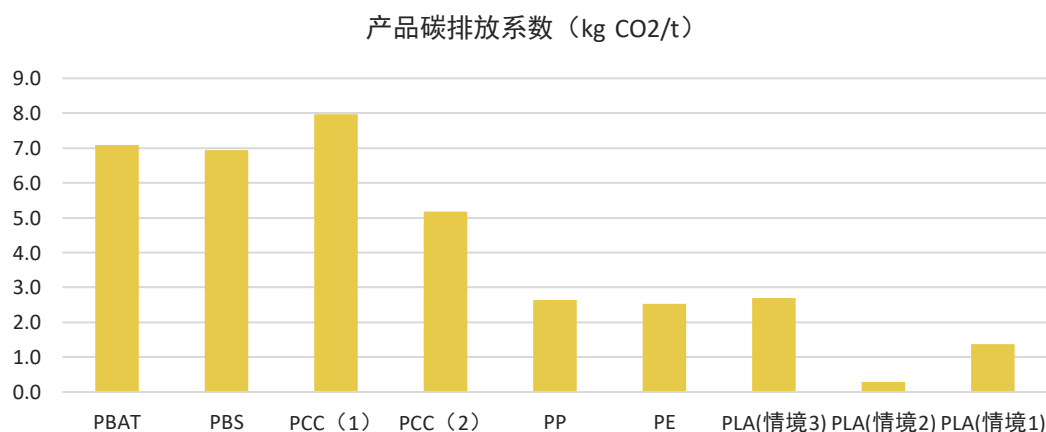


图 4-11 不同属性树脂的碳足迹比较

注：PCC 后面的数字指原料 PO 的生产工艺，（1）为氯醇法；（2）为直接氧化法。

上述比较分析是基于质量单位而言的，未考虑从聚合物到塑料制品中的物料需求差异。向下游加工、制取塑料制品的过程中，每吨可降解树脂与传统树脂的能源需求基本相当。然后，塑料使用是功能决定的。在功能单位一致的情况下，新生代塑料制品的物料需求普遍较传统塑料制品要高，例如，1.5~2 公斤 PBS 制塑料托盘在功能上才与 1 公斤 PP 制塑料托盘相当。在功能单位下，PBAT 塑料、PBS 塑料的环境影响通常会更大一些。

对不同区域宣称为“可降解”的塑料制品进行原料组分调查，100% 生物基的塑料制品占比极微。全国可生物降解塑料产量仅十几万吨，有限的供给与“禁塑”带来的巨大需求之间有巨大的缺口。商机之下，工艺成熟、投资相对低的 PBAT/PBS 产能扩张冲动明显，PCC 也备受关注。然而，高足迹的 PBAT/PBS、PCC 产品市场中叫座，在环境中并不叫好。特别是当末端处理方式为焚烧的情况下，替代既不能实现“减量”的政策预期，又支付了更高的环境成本，公众原本为保护环境而进行的绿色购买（可降解塑料）支付变成了损害环境的“赔偿金”。

（6）从环境足迹反思政策目标

已出台的塑料相关政策纷纷提到生物降解塑料、可降解塑料。例如，2018 年新版《快递封装用品》规定“快递包装袋宜采用生物降解塑料”，2017 年出台的《网络餐饮服务食品安全监督管理办法》，鼓励网络餐饮服务第三方平台提供者提供可降解的食品容器、餐具和包装材料，2016 年年底发布的《电子商务“十三五”发展规划》提出，到 2020 年，可降解的绿色包装材料应用比例将提高到 50%。



需要特别警醒的是，在塑料领域，“可降解”并不等同于低环境影响。塑料的本质碳龄、在产品链中的位置，加上后端处理处置方式，共同决定着其全生命周期的环境绩效。当可降解塑料的命运被制度设定为焚烧时，化石基的可降解塑料更不环保；当 PPC 生产原料来自高能耗高排放的氯醇法工艺时，碳基的可降解 PPC 塑料也是如此。当塑料使用后被抛弃在绝大部分地点时，PLA 产品中的碳与化石能源中的碳没有本质的差异，皆为沉睡的历史黑碳。

5

塑料制品用后处理的资源
环境影响



本章评估用后塑料的环境影响，即塑料制品从家庭门口到最终处理、处置（即坟墓）这一部分生命周期阶段的环境影响。不同的处理方式下，用后塑料的环境风险性质与影响对象有显著的差异，填埋以微塑料形式影响未来人口与生态系统，焚烧主要通过大气污染物特别是二恶英影响焚烧厂周边的人口与生态系统。

5.1 塑料废弃的社会成本

根据住建部的统计，2017 年中国城市生活垃圾清运量 2.15 亿吨、县城生活垃圾清运量 0.7 亿吨；农村生活垃圾产生量约 1.8 亿吨，人均垃圾产生 0.8 公斤 / 天，其中至少有 0.7 亿吨以上未作任何处理。塑料一般占城市生活垃圾的 10% ~ 18%，部分地区占比达 20% 及以上^[37,38]；占农村生活垃圾的 8%（中间值）^[39]。

焚烧正在成为中国生活垃圾“减量化、资源化、无害化”的主流手段。城市垃圾中焚烧占比从 2000 年的 2.2% 提高到了 2018 年的 45%。《“十三五”全国城镇生活垃圾无害化处理设施建设规划（征求意见稿）》提出，到 2020 年，生活垃圾焚烧处理能力占无害化处理能力的比例达到 50%。水电水利规划设计总院新能源部主任谢宏文认为，到 2035 年，全国 75% 的清运垃圾（折合 4.1 亿吨）将用于焚烧发电。

垃圾焚烧的社会成本十分高。宋国君研究指出^[40]，北京市生活垃圾焚烧处理全过程的社会成本 2253 元 / 吨（2017 年）。其中，收集、运输和转运环节的成本为 1164 元 / 吨，焚烧排放二恶英致癌健康损失 764 元 / 吨，焚烧享有的各类补贴合计为 325 元 / 吨。填埋的全过程社会成本也很高，为 1530 元 / 吨（2012 年），其中，收集成本约占 60%^[41]。

垃圾焚烧的二恶英排放及对健康的影响一直备受关注。北京某生活垃圾焚烧厂周边大气中二恶英 PCDD/Fs 质量浓度和毒性当量浓度的变化范围分别为 8.3~ 115pg/m³ 和 0.11~1.9pg I-TEQ/m³，对焚烧厂周边区域人群的 PCDD/Fs 呼吸暴露剂量处于较为安全的水平^[42]。杨文武等指出食物是人群二恶英暴露的主要介质，经大米和面粉摄入二恶英的量超过总暴露量的 90%^[43]。与烟气相比，飞灰中二恶英的检测数据更少^[44]。国内的一些中小城市建设了一批小型垃圾焚烧厂，单台焚烧炉规模多在 100 t / d 左右^[42]，环保设施简陋，二恶英隐患要较大型焚烧炉严重。

垃圾焚烧使公众承担了“巨额”的健康损失，地方政府负担了“巨额”的焚烧补贴，国家还面临着不然忽视的石油资源耗用与浪费^[38]。在错位补贴刺激下，焚烧企业对废旧资源缺乏资源化利用动机。随着焚烧规模的增加，健康损失、财政负担、资源浪费都有加剧的可能。

5.2 从产品到坟墓的环境影响分析

现有垃圾焚烧发电厂的能耗、水耗差异较大。根据刘欣艳的研究，吨垃圾处理量能耗为 4.68 ~ 7.60 kgce/t^[45]，水资源使用量为 1.5 ~ 4 m³。北京市《生活垃圾焚烧处理能源消耗限额（DB11 T 1234-2015）》规定，日处理量 600~1200 吨的垃圾焚烧厂（即 II 类焚烧厂），吨垃圾处理量的能耗限额为 6.18kgce；日处理量为 150~600 吨的垃圾焚烧厂（即 III 类焚烧厂），吨垃圾处理量的能耗限额为 6.499 kgce。采用 IPCC 推荐的估算方法，每吨塑料焚烧的碳排放是其碳含量（85%）、矿物碳比例（100%）与完全燃烧率（100%）的乘积，等于 3.12 tCO₂^[46]。对湖北荆门老垃圾填埋场的分析表明，吨塑料垃圾焚烧排放 2.43t CO₂，净产出电力 447Kwh^[47]。

根据《废塑料综合利用行业规范条件》，吨废塑料破碎、清洗、分选类企业的综合新鲜水消耗低于 1.5 吨，塑料再生造粒类企业的综合新鲜水消耗低于 0.2 吨，塑料再生加工相关生产环节的综合电耗低于 500kWh。实际生产中，不同塑料产品回收利用的能耗与碳排放有所差异（图 5-1）。每吨废塑料再生造粒碳排放仅 0.6 t CO₂^[45]，循环利用塑料既减少了垃圾处置量，也提升塑料制品的环境友好性。

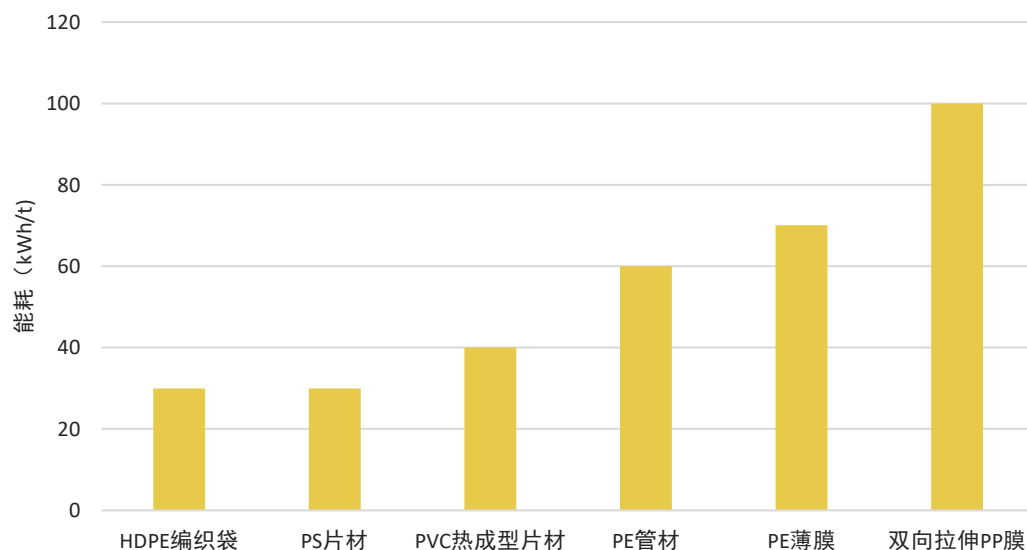


图 5-1 塑料挤出再生能耗

注：姜南等（2000）研究整理^[48]。

6

中国“塑控”政策评价
与建设方向

本章简要评述中国以“塑控”促进塑料经济发展的政策成就与战略走向，以及面临的政策困境。分析中国塑料走向循环经济发展的关键，结合国内外相关经验，提出“塑控”机制体制建设建议。

6.1 政策成就

中国的禁限塑管理起步于 20 世纪 90 年代，历经 30 年的发展，基本完成了由局部性管理向格局初成的全局管理的过渡。“塑控”已经覆盖了从原料生产、加工到销售、使用再到回收利用等全产业链环节、产品全生命周期。在实践上，目前的政策设计总体以应对产业链末端的塑料垃圾污染为宗旨的禁限塑，在理念上，已向应对线性塑料经济为宗旨转变，致力于走出一条可循环、易回收、可降解的塑料经济发展新道路。

在产品方面，禁限塑的覆盖范围从“两薄”为切入点（“两薄”指超薄塑料购物袋和厚度小于 0.01 毫米的聚乙烯农用地膜），逐步分阶段扩大到禁止 13 类塑料制品（截至 2025 年底）。随着供给侧改革与技术创新的发展，禁限塑清单将纳入更多的一次性、短寿的塑料制品，人民的生活便利度不仅不受影响，反而会更加安全、环保、绿色。

在产业链条上，禁限塑政策已覆盖了原料生产、加工、销售、使用、回收利用等全产业链环节，推动中国走出一条塑料可循环、易回收、可降解的全生命周期绿色发展的新道路。从全生命周期环境影响角度进行禁限塑的思路与原则，蕴含于新“限塑令”中。塑料原料聚合物生产、塑料加工、包装、餐饮、批发零售、外卖平台、电商快递、住宿会展、农业生产、资源回收利用等十大行业进入禁限塑料、绿色塑料的政策框中。新“限塑令”还将“开展不同类型塑料制品全生命周期环境风险研究评价”列为强化科技支撑的四项内容之一。

在政策手段上，命令控制型、经济刺激型、社会型工具 3 类类型不断丰富。但是，主要以命令控制型手段为主，对生产者在生产过程中所使用的原料、产品、技术以及消费者消费活动中消费产品直接管制。中国已初步建立了以排污收费制度和资源税为代表的较为齐全的经济型工具体系。在塑料领域，应用的经济型政策工具主要是环境补贴、绿色信贷、税收减免，押金返还机制缺乏。社会型环境政策工具以环境宣传教育、公众参与为主，自愿协议、环保先进集体考核表彰、环境信息公开等为辅，环境信息公开相对薄弱。

在能力建设方面，注重四种能力建设。以系统思维推进绿色塑料经济相关制度的改革与不断完善，推进关键技术产品自主创新，推进塑料产品的供给侧改革，推进公众参与和信息公开，不断提高塑料污染与绿色发展的系统治理能力。以法制思维，全产业链



条推进塑料治理的制度化、规范化，提高塑料污染与绿色发展的依法治理能力。以合作共赢思维推进多主体合作治理，多部门齐抓共管，多工具组合使用，提高塑料污染与绿色发展的合作治理能力。以预防思维，构建塑料全产业链管理，以科技创新与示范工程推进为抓手，不断提高塑料污染的源头治理能力。

在政策效果达成方面，有关塑料的合作治理格局、建立健全政策体系、完善政策工具、提升治理监管体系与能力等制度建设目标履行较好，“两薄”塑料减量成效显著。但是，包装及新兴领域的电商、快递、外卖等重点或热点用塑行业的减量发展还面临诸多约束。在政策执行中，规模以下企业、规模较小的零售场所总体游离在禁限塑执行圈外。生产者创造塑料新产品的速度明显快于政策所能覆盖的范围。面对新增的形态干变的塑料产品，“塑控”政策一直难以有效应对。

6.2 政策困境

中国的塑料管理制度建设取得了可喜进展，目前总体处于全局发展的起步阶段。禁限塑管理还面临系列的问题，可以归结为两大方面。

一方面，政策目标具有明显的二元性，可降解为主的源头治理与以焚烧为主的实际管理冲突明显。既有相关政策虽然是全产业链条的，但是“一头一尾”特征明显，以制造环节为主，监管重点是塑料制品的质量、规格要求等方面，管理主要集中在市场监管部门；次之为末端处理，特别是焚烧。这导致了末端处理的政策目标失衡。可生物降解塑料不能彻底解决塑料问题，特别是垃圾处理走焚烧为主的路线时。塑料经济依然是开环的、线性的，物质闭环程度待提升（图 6-1）。

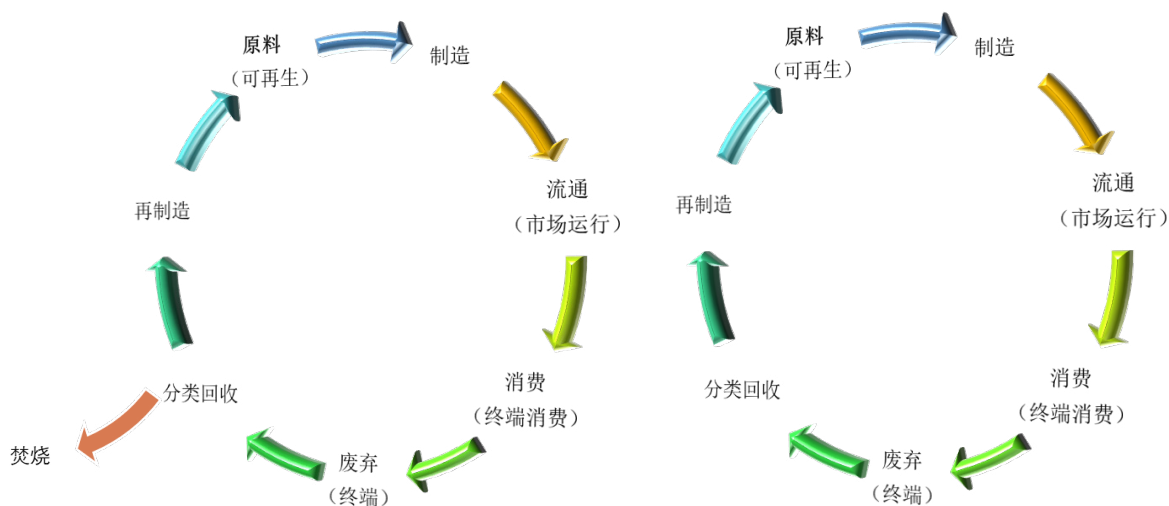


图 6-1 可持续的塑料：物质流从线性到闭环

另一方面，社会各主体对禁限塑的态度与行为也具有明显的二元性。在塑料领域，“可降解”并不等同于低环境影响。在有限的知识内，公众易认为可降解的塑料就是绿色环保产品，基于此的消费、生活是绿色的。政策产生的公众认知误导，诱发消费者行为选择错位。此类态度与行为之间的二元性无法自动破除。既有相关政策是全产业链条的，然而，重“一头一尾”，轻产业链的其他环节，全环节均需要大力促进能力建设。例如，在上游，生物基全降解塑料亟待突破工艺、产能、产量与成本约束，制造及流通部门亟待增强绿色产品、循环再用包装的设计研发能力，流通环节亟待加强可量化的监管能力，末端处理亟待提升用后塑料的分类与材料化回收能力。

此外，一些很好的管理机制尚未落地。首先，生产者延伸责任制、强制回收产品和包装物目录在塑料产业链上还浮在政策的书面层面。其次，在源头减量方面，尽管已经发布了针对包装、运输行业的规定，但是缺乏执行效果的跟踪与评估。再次，在流通环节上，超市、餐饮等主要塑料消费的诱发者游离于责任体系之外，大多数塑料产品制造者也是如此，生产者与流通商普遍还秉承着走“量增”的扩张路径。此外，相关规定分散，部分内容断条。

推动塑料经济从开环的线性模式走向闭环的循环模式，是一场从理念、技术、管理及生产、消费的系统性变革。这场变革需要全社会各产业部门特别是与塑料紧密相关的各产业部门，以及消费者都参与到其中，需要政府部门尽快完善全产业链条的禁限塑政策框架。

6.3 建设方向

中国的塑料管理体系整体上是国际领先的。相较而言，源头的材料利用的理念及政策设计上明显滞后于欧洲国家；中间产业链条上的包装政策有待进一步夯实，在此方面，韩国与欧洲各有千秋；末端的垃圾分类政策赶不上韩国、日本与一些欧洲国家，在用后塑料处理与利用的市场创建方面滞后于欧洲一些国家与美国。在政策系统上，生产者责任扩展制的设计、实施与配套还有待夯实、完善，欧洲的一些国家特别是瑞典以及韩国在此有先进的经验。以国际先进水平为参考，以促进政策建设为导向，对中国“塑控”政策的进一步分析见表 6-1。

促进中国塑料走向循环经济发展的关键包括：（1）促进易回收的塑料实现 100% 回收；（2）提高塑料在经济系统的循环性能；（3）减量发展与平衡发展。

1. 促进易回收的塑料实现 100% 回收

促进易回收的塑料实现全回收，是减排塑料垃圾，提高回收再利用的关键。唯有易回收的塑料实现 100% 回收，塑料才能停留和循环于经济系统。这需要塑料分类、生活垃圾分类管理从理念到机制的革新，同时加强基础建设及监管能力。

2. 提高塑料在经济系统中的循环性能

提高塑料在经济系统的循环性能，指塑料持续运行于经济系统之中的能力。主要有两大抓手：一是提高塑料的可回收性，二是减少塑料原料对耗竭性资源特别是石油的依赖。

化学回收塑料被一些企业、专家寄予厚望。与传统循环利用方式相比，化学回收工艺适用范围更广，可以将塑料聚合物重新转化为原始分子，可以一次又一次地加工、使用与材料回收塑料。在相关领域，很多全球领先的化工企业已经行动起来。例如，沙特基础工业公司、化学回收商 Agilyx、欧洲化工企业巴斯夫、薄膜生产商 Südpack、日本的东洋苯乙烯，已经行动和着手产业布局。

降低塑料对耗竭性资源的依赖，是推动塑料行业升级发展的另一大重要举措。这既需要开发可再生资源来源的塑料原料，更需要生产者从产品设计、制造、销售及包装等从理念到行动的变革，前者如不生产、少生产甚至革除一次性产品（特殊用品除外），后者如减少不必要包装、开发易回收且易再资源化的包装。

3. 减量发展与平衡发展

减量发展是当前的塑料管理的主旋律，平衡发展是未来的主旋律。塑料平衡发展可以描述为：经济系统对塑料原料的需求 100% 来自其回收再利用塑料制品，虽然由于产品用途要求，少量的塑料原料需取自自然可再生资源，但是，用后富余的那部分回收再制造原料足以补偿来自可再生资源的塑料原料的消耗。当塑料足迹小于其塑料再生量时，塑料（承载力）盈余发生。塑料承载力盈余的国家会拥有塑料信用，如同碳信用一样。预计这种情形将先出现于那些基础建设完备、塑料消费达峰的国家与地区。这需要塑料产业链、全环节的创新发展与联动、合作发展。

表 6-1 基于国际先进水平的中国“塑控”实践的评估

	问题及挑战	参考国家	参考国家的先进做法
1 源头：材料利用			
1.1 再生化石基原料	物理回收使用极受限	一些欧盟国家	积极探索化学回收作为物理回收的重要补充；有条件允许食品包装食用再生塑料，且成为产品的引以为傲的形象宣传
1.2 生物基原料	谷物玉米为主	-	非粮食基探索较丰富
2 末端：用后塑料			
2.1 垃圾分类	生活垃圾分类	韩国、欧盟	基于用后处理技术配套垃圾分类政策，中国列入其他垃圾的很多非塑料在韩国、日本、一些欧盟国家是可再资源化的，源于对“被污染”理解与对消费者行为规定的差异。
2.2 生产者责任	虚化	德国、韩国	<ul style="list-style-type: none"> 德国：自 1990 年年代初，以法律形式规定商品制作厂商和商品包装厂商承担废旧包装容器的分类回收和处理费用 韩国：自 2000 年，废塑料瓶列入生产者扩展责任制体系
2.3 责任担当主角	消费者、政府	欧盟、韩国	<ul style="list-style-type: none"> 生产者：担当“减量”主角，包括技术创新、创建绿色产品市场； 消费者：担当“分类”实现的主角 管理者（政府部门）：担当公共管理服务的主角，包括：创建恰当的分类机制，建设配套基础设施，加强监督、宣贯，培育绿色产品市场，刺激与支持新技术开发 科学家：担当创新的主角，包括技术创新、管理创新等 NGOs（非政府组织）：公众动员和社会监督的重要力量之一
3 中间产业链			
3.1 食品制造部门		韩国	<ul style="list-style-type: none"> 韩国：白色塑料瓶政策；
3.2 日用品制造部门	与再利用要求、需求脱钩	日本、欧盟	<ul style="list-style-type: none"> 日本的替换策略，欧盟可以有限制使用再生原料制作的容量
3.2 包装制造部门		欧盟一些国家	<ul style="list-style-type: none"> 欧盟国家、许多企业：通过包装设计创新“减量”，基于再利用设计包装。欧盟的贴标签制度保障了产品包装信息的透明化。

7

“塑控”目标、行动策略与预期效益



本章结合塑料的全生命周期影响及中国塑料经济的走向，探索未来 15 年“塑控”的总思路、行动策略、行动目标与预期效果。着重“十四五”时期的“塑控”路径及效益。

课题组认为，未来 15 年，中国塑料经济发展、“塑控”的总思路应是：从原料生产、加工到产品销售、使用及回收利用的全产业链环节入手，从产品的全生命周期及全生命周期环境影响与风险控制入手，由应对产业链末端的塑料垃圾污染向应对线性塑料经济转变，改革机制体制，加速发展可循环、易回收、可降解的塑料经济模式，为人民的美好生活，为国家的石油减量发展、“零废”发展与碳中和发展作出积极贡献与可靠保障。

预计到“十四五”期末的 2025 年，中国家庭塑料消费有望在 2017 年的基础上减少 10%；到 2035 年，在 2017 年的基础上减少 25%。课题组建议，未来 15 年，中国“塑控”的总策略是：分类管理，减量发展，抓准热点，以政策优化与创新推动与保障。

7.1 重分类管理：基于消费者视角

根据消费规模、发生场景与“塑控”的挑战度，研究将家庭塑料消费重新分类（表 7-1）。一类是可回收利用的生活必需塑料品（R&G 类，Recyclable & general），对此类塑料，管理的思路是“限制”与“替代”相结合。另一类是难回收利用和非必需的塑料品（D&N 类，Difficult to recycle and non-general），对此类塑料，管理思路的核心是“禁止”、“限制”与“替代”相结合。2017 年，中国居民家庭消费的塑料中，R&G 类占 80%，D&N 类占 20%。

R&G 类塑料消费 69 公斤中，伴随耐用品消费的 22 公斤隐藏性塑料消费发挥着材料替代的效能，总体上是有助于节能减排的。其余 47 公斤应分批次逐步划入塑料消费“禁止、限制、替代”清单。

D&N 类塑料消费中，0.3 公斤的住院医疗塑料垃圾、0.4 公斤的塑料玩具、服装包装以药品保健品包装应列入“限制”清单。其他 D&N 类塑料消费应优先列入“限制”清单，并分批次、分地区、逐步转入“禁止”清单。考虑到医疗垃圾的特殊性，医疗垃圾的限制主要落在用量和后端处理。

表 7-1 日常生活塑料消费分类：基于管理视角

塑料消费类型	挑战度	项目
可回收利用的生活必需塑料品 (R&G 类)	1	耐用品 (新增及更换)
	2	饮料包装
	3	塑料日用品
	4	塑料袋 (食品保鲜)
	5	塑料袋 (蔬菜、水果等分装)
	6	食品 (不含饮品) 包装
	7	日化品包装
	8	网络购物快递包装
	9	网络订餐包装
难回收利用和非必需的塑料品 (D&N 类)	-1	塑料手提袋
	-2	吸管及一次性饮料杯 (不含网络订餐)
	-3	冰淇淋盒及勺
	-4	塑料玩具
	-5	住院医疗塑料垃圾
	-6	塑料赠品
	-7	吸管及一次性饮料杯 (不含网络订餐)
	-8	气球枝干等其他塑料微消费

注：(1) 负号表示易被消费者忽略；(2) 挑战度编码的数字越大，表示管理难度越大。

7.2 减量发展：“塑控”目标与预期效益

依据塑料在经济系统及日常生活中的角色，课题组将全国塑料消费减量的 2035 年长期目标设置为减少 25%（2017 年为基准值），2025 年目标为 10%，即分别为每户 25 公斤和 10 公斤，减量配额见表 7-2。“十四五”期间消费、生产环节的“禁限塑”重点是减少“快消”型塑料特别是一次性不可降解塑料的使用与消费，在相关机制体制建设上取得突破。在 2026 至 2035 年的十年里，“减塑”较“十四五”时期放缓，然而，“塑控”的情形更为复杂：需要继续减少的“快消”型塑料大部分是“硬骨头”，“减量”挑战度更大，同时，还要积极应对新型“快消”型塑料的出现与消费增长，以及在不断提升的美好生活下，伴随汽车、家电等消费发生存量型塑料消费的增长。

表 7-2 塑料减量化控制与分类配额

项目	长期目标（2035 年）	近中期目标（2025 年）
全国	25kg(25%，2017 基准值)	10kg(10%，2017 基准值)
D&N 类	10-12kg	
# 塑料袋（手提袋）	6-8kg	5-6kg
其他	4kg	
R&G 类	13-15kg	4-5kg
# 包装（饮料、食品、日化品）	8kg（30%）	3kg（10%）
塑料袋（食品保鲜、零售分装）	0.5kg	近零增长
网络购物塑料包装	100%Rec（1.5-2.5kg）	100% 回收 + 零增，0.5-1kg
订餐及外带包装	100%Bio（1-2kg）	30%Bio+ 零增，0.5kg
日用塑料制品	15%Bio+，2kg	3-5%Bio，0.5kg

注：Rec 表示回收原料制成的塑料，Bio 表示生物基可降解塑料。

长期目标下，中国“塑控”的实施预计在 2035 年可节油 0.18 亿吨，减排 0.70 亿吨二氧化碳、节水 2.3 亿吨。在 2025 年，可节油 730 万吨、减排 1420 万吨二氧化碳、节水 9200 万吨。除此之外，中国及全民还可以收获到环境美好、生活健康和财政负荷减少等诸多回馈（表 7-3）。

表 7-3 “塑控”的节油效果与综合效益

单位：/户

收益项目	长期目标 (2035 年)	近期目标 (2025 年)
1 塑料资源节约	25kg	10kg
2 原油资源节约	40kg	16kg
3 能源节约	25 kgoe	10 kgoe
4 碳排放减少	153 kg CO ₂	61 kg CO ₂
产品制造 (含原料)	75kg CO ₂	30 kg CO ₂
用后处理 (焚烧)	78 kg CO ₂	31 kg CO ₂
5 水资源节约	0.50 t	0.20 t
6 垃圾减重	25kg	16kg
7 公众健康损失避免	15 元 ~25 元 (17 年不变价)	6~10 元 (17 年不变价)
8 财政负担减少	5~10 元 (17 年不变价)	2~4 元
9 森林保护	来自材料替代可持续性	来自材料替代可持续性
10 生态文明理念养成	生态消费理念日益深入	生态消费理念日益深入

注：参考研究，考虑地区差异与发展，健康损失成本取值 600~1000 元 /t 塑料，财政垃圾处理补贴取值 200~400 元 /t 塑料。

7.3 热点行动：行动策略与热点领域

(1) 行动策略

研究基于塑料消费的规模、性质、发生场所及对消费者绿色消费行为养成的综合判断，确定禁止、限制塑料的热点行动领域。

热点场所，包括超市、市场、杂货店等各类零售场所、餐饮店（铺）、学校、集中



型办公楼、政府机构。政府机构列入的理由是其应在“净化”领域发挥带头示范作用。

热点产品，包括各类一次性塑料制品，特别是一次性手提塑料袋、一次性餐具（如塑料刀叉、塑料搅拌棒等，不含餐盒）、其他非医用一次性塑料制品（如塑料气球棒、一次性雨衣等）、儿童塑料文具、捆绑销售的塑料制品赠品、短寿及劣质日用塑料制品、无循环利用原料的包装容器、过度分装或包装的食品等包装。

综合塑料类型与环境绩效的塑料控制策略是：1）一次性塑料制品，包含塑料袋、快递包装等，总体采用“禁止”策略；2）分装食品用的塑料袋、外卖餐盒及其他各类包装采用“限制”策略，两层含义：限制使用规模、限制非可再生成分比例；3）在各领域，全面开展减量及替代试点与推广。

应尽快列入禁止生产、销售与使用的产品包括：1）一次性非容器用塑料餐具，包括塑料刀、叉、勺、筷、托盘、盖、吸管；2）塑料书皮；3）牙线棒；4）塑料气球棒；5）非电动的塑料柄牙刷。

应尽快禁止 7 类商业销售行为，包括：1）将各类塑料制品作为赠品销售；2）未在营业场所醒目的位置提醒消费者塑料袋的单个质量及可能的隐含购买支出；3）未在营业场所设置专门塑料回收设施（一定规模以上企业）；4）在经营、展览等各类商业活动中，直接或间接向顾客免费提供塑料袋（容器），以及从塑料袋（容器）收费中谋利；5）在宾馆等住宿场所，禁止免费向顾客提供塑料包装的一次性产品；6）未配套回收利用设施的餐饮企业提供外卖订餐服务；7）禁止政府部门使用任何形式的一次性塑料制品（防护用品除外）。

应尽快做好四类“限制”。包括：1）限制主要上下游产业部门的塑料包装使用强度及回收利用率，特别是食品、服装制造业、包装业部门；2）限制零售食品分装用塑料袋的质量与容积利用率；3）限制快递行业塑料包装的使用率，特别是全新料包装的使用率；4）限制小包装的产品特别是独立包装产品（如湿巾）的生产与销售。

做好五类“激励”。包括：1）鼓励各类企业设计创新，降低包装重量、采用环境友好性包装原料与材料；2）鼓励创新、开发首尾配套的塑料回收工艺及再利用工艺，鼓励智能化回收；3）鼓励快递、电商、外卖及儿童玩具部门创建、拓展共享服务模式，如共享快递盒、共享餐具、共享玩具；4）鼓励办公楼设立共享餐饮区，鼓励职工自带餐食及外出就餐，以减少网络订餐频次与增加户外时长；5）通过价格机制，鼓励消费者外带餐食、饮料时自带容器。

(2) 管理热点领域

综合而言，塑料管理的热点要抓住 4 种热点场所、3 类热点产品和 4 种热点行为，需要产业链服务保障创新发展。其中：

4 种热点场所包括：1）超市、市场、杂货店等各类零售场所、餐饮店（铺）；2）

政府机构；3) 学校；4) 集中型办公楼。

3类热点产品包括：1) 一次性塑料制品；2) 塑料文具及短寿日用塑料制品；3) 无循环利用原料的包装及不易回收再资源化利用的包装。

4种热点行为包括：1) 捆绑及赠品型销售；2) 包装型搭售；3) 减量利用；4) 循环利用与友好材料利用。

产业链服务保障创新主要包括：1) 生产者包装设计创新；2) 外卖餐具利用模式创新；3) 物流包装利用模式；4) 塑料回收分类创新。

7.4 政策建议

优化与创新相关政策体系，促进市场机制的进一步发展，以市场机制为主推进减量发展。通过终端消费领域的减量目标控制，倒逼全产业链推进供给侧改革，创新设计，从上游及源头“减量”发展。政策建议清单见表 7-4。

表 7-4 政策优化与创新建议

机制体制	建设重点
建立清晰的生命周期评价 (LCA) 视角下的塑料管理机制	<ul style="list-style-type: none"> 审查已有相关法律法规等政策，从全产业链、全生命周期环境风险角度 对塑料产品（含塑料包装），制定强制回收目录 出台与回收再利用配套的塑料分类技术规范 规范、引导、促进与保障二级市场（实体、网络）发展
夯实生产者延伸责任制	<ul style="list-style-type: none"> 试点塑料押金制度，配套回收系统与押金返还途径 建立区域及关键行业的塑料回收利用信息披露制度 重点行业制定塑料回收率与再生料利用率发展目标 对塑料袋、一次性塑料产品的费改为税
完善塑料包装标志制度	<ul style="list-style-type: none"> 建立产品包装“明码”制度
促进生产者、销售者和运输者创新服务模式	<ul style="list-style-type: none"> 加强产品质量与寿命管制 试点创新产品设计、包装设计及物流服务模式设计



机制体制	建设重点
建立组织塑料行为使用规范	<ul style="list-style-type: none"> • 建立政府部门塑料使用与分类行为规范 • 对集中办公型组织与场所，分类别建立塑料使用与分类行为规范 • 从幼儿园到高校，分类建立塑料使用与分类行为规范 • 对服务业重点行业，分类建立塑料使用与分类行为规范
加强公众宣传与引导，充分调动非政府组织的力量	<ul style="list-style-type: none"> • 政府与 NGOs 合作试点在区域开展“零塑”环保文化节 • 开展社区“零塑”环保亲子活动节 • 学校定期开展“零塑”行动 • 鼓励 NGOs 推动企业联合，开展绿色设计与塑料回收
创建塑料信用机制，创新塑料回收再利用机制	创建塑料信用机制 创新塑料回收再利用机制 建立塑料平衡评价技术指南

7.5 “十四五”减量路线图

课题组预计，到“十四五”期末的2025年，中国家庭塑料消费将在2017年的基础上减少10%。“十四五”期间，全国将通过“禁止、限制、替代”累计减少传统化石基塑料消费1180万吨，路线图见表7-5、表7-6。建议试行塑料减量焚烧配额（相对配额）制度和塑料回收利用环节“禁燃、限燃、替代”机制，其中，“禁燃”之一是禁止将洗净即可资源化回收的包装（如一次性餐具、酸奶盒）作为其他垃圾分类处理，“替代”指以资源型回收替代能量型回收。2021年减量配额为100万吨，年递增5%，“十四五”期间，焚烧减量配额共620万吨。

表 7-5 “十四五”塑料减量消费目标分解：基于新分类

发生形式	2021 年	2023 年	2025 年
塑料袋	减量 3-5%	减量 10%	减量 >20%
微消费	减量 15%，替代 2%	禁止 25%，替代 5%	禁止 50%，替代 10%
包装（饮料、食品、 日化品）	减量 2%	减量 5%	减量 10%
餐饮外带包装	近零增长，替代 >5%	零增长，>10% 替代	零增长，>30% 替代
快递包装	零增长，100% 回收率	零增长，减量 10%	2% 可降解，减量 25%
塑料薄膜及袋（食 品保鲜、分装）	近零增长	零增长	零增长
日用塑料制品	基本零增长	减量 1.5%	替代 4%
全国合计	1.5%	5%	10%

表 7-6 中国十四五“塑控”路线图

策略 1	建立塑料分类管理机制
2021 年	<ul style="list-style-type: none"> 建立塑料新分类管理机制（征求意见稿） 公众意见征询
2023 年	<ul style="list-style-type: none"> 启动研究禁限塑清单 2.0 联合行业部门，讨论配套产业链服务保障
2025 年	<ul style="list-style-type: none"> 确立塑料新分类管理机制 启动禁限塑清单 2.0
策略 2	减量发展
2021 年	<ul style="list-style-type: none"> 塑料消费减量 1.5% 减量焚烧 100 万吨 其他垃圾（塑料）减少 100 万吨（避免可资源化塑料成为其他垃圾）
2023 年	<ul style="list-style-type: none"> 塑料消费减量 5% 减量焚烧 115 万吨 其他垃圾（塑料）减少 115 万吨
2025 年	<ul style="list-style-type: none"> 塑料消费减量 10% 减量焚烧 165 万吨 其他垃圾（塑料）减少 165 万吨



策略 3	热点行动
2021 年	<ul style="list-style-type: none"> 政府机构、学校禁止一次性塑料制品行动，在学校建设直饮水设施 试点限制塑料制品作为赠品，限制生产、销售与使用一些快消型日用塑料制品，禁止生产、销售劣质日用塑料制品 社区试点开展“洁塑”行动，促进塑料垃圾转化成可回收资源 食品制造业、日化品制造业试点回收包装及押金制度
2023 年	<ul style="list-style-type: none"> 发起旅游、会展、演出等行业、活动场所及活动“零塑”行动 在食品、日化品、快递行业推行产品“零废”包装设计 试点“共享餐具”的外卖餐饮模式，优先在商务楼宇密集区试点 试点在商业场所增设公共直饮水设施
2025 年	<ul style="list-style-type: none"> 试点发展共享玩具，促进二手玩具店建设与规范运行 试点在城市推广“共享餐具”的外卖餐饮模式 试点在社区投放智能垃圾分类设施
策略 4	政策建设与创新
2021 年	<ul style="list-style-type: none"> 确立闭环的塑料循环经济、塑“中和”是中国塑料管理的战略目标 建立与回收再利用配套的塑料分类技术规范，并澄清塑料使用术语
2023 年	<ul style="list-style-type: none"> 审查与协调已有法律法规规章制度，基于塑料全产业链 对塑料产品（含塑料包装）制定强制回收目录（试行）
2025 年	<ul style="list-style-type: none"> 创建塑料信用机制，创新塑料回收再利用机制 建立塑料平衡评价技术指南 试点开展行业塑料平衡能力评估 建立塑料回收利用“禁燃，限燃、替代”机制

通过对塑料全产业链管理，“十四五”中国可减少传统塑料消费 1180 万吨，避免塑料焚烧 620 万吨；原料节油 2500 万吨，比 2018 年中国原油产量亚军长庆油田全年的原油产量（2377 万吨）**还多近 5%；减排 1.1 亿吨二氧化碳，相当于 35 个 500 MW（兆瓦）煤电厂的全年碳排放量；“减塑”的总社会效益为 507 亿元，这部分收益可以满足减量焚烧的 620 万吨塑料的化学回收工艺的建设与运行。

** 2018 年，中国原油产量冠军为大庆油田，原油产量为 3204 万吨。



参考文献

1. Geyer R, Jambeck J R, Law K L.2017. Production, use, and fate of all plastics ever made[J]. Science advances, 3(7) , e1700782
2. University of Georgia. 2017.More than 8.3 billion tons of plastics made: Most has now been discarded. ScienceDaily. ScienceDaily.www.sciencedaily.com/releases/2017/07/170719140939.htm
3. 王菊英,张微微,穆景利,等.海洋环境中微塑料的分析方法:认知和挑战[J].中国科学院院刊,2018, 33 (10):1031-1041
4. Ritchie H,Roser M. 2018. Plastic Pollution.Retrieved from: <https://ourworldindata.org/plastic-pollution>
5. Jambeck, J. R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean[J]. Science 347, 768-771 (2015).
6. Rhodes C J . 2019.Solving the plastic problem: From cradle to grave, to reincarnation Science Progress.2019 1 -31
7. Peng, X., Chen, M., Chen, S., et al. 2018. Microplastics contaminate the deepest part of the world’ s ocean. Geochem. Persp. Let. 9, 1-5
8. CIEL(Center for International Environmental Law). 2019. Plastic & Climate: The Hidden Costs of a Plastic Planet, www.ciel.org/wp-content/uploads/2019/05/Plastic-and-ClimateFINAL-2019.pdf
9. Gall S C, Thompson R C. 2015. The impact of debris on marine life[J]. Marine Pollution Bulletin. 92(1-2):170-79, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>
10. Davidson K, Dudas S E. 2016.Microplastic Ingestion by Wild and Cultured Manila Clams (*Venerupis philippinarum*) from Baynes Sound, British Columbia. Arch Environ Contam Toxicol, 71(2):147-56. DOI: 10.1007/s00244-016-0286-4
11. Foekema, E. M. et al.2013. Plastic in North Sea fish[J]. Environ Sci Technol. (47): 8818-8824

12. Karami A, Golieskardi A, Cheng Keong Choo, et al. 2017. The presence of microplastics in commercial salts from different countries[J]. Scientific Reports. 7:46173; DOI: 10.1038/srep46173
13. Yang D, Shi L, Li L, et al., 2015. Microplastic Pollution in Table Salt from China, *Envtl. Sci. & Tech.* 49(22): 13622–627, DOI:10.1021/acs.est.5b03163.
14. Cozar A., Echevarria F, Gonzalez-Gordillo J I, et al. 2014. Plastic debris in the open ocean[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239–10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
15. Rillig MC, Ingraffia R and de Souza Machado AA. 2017. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems[J]. *Front. Plant Sci.* 8:1805. DOI: 10.3389/fpls.2017.01805
16. de Souza Machado AA, Kloas W, Zarfl C, Hempel S, et al. 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems[J]. *Glob Change Biol.* 24:1405–1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
17. UNEP. 2014. Valuing Plastics: The Business Case for Measuring, Managing and Disclosing Plastic Use in the Consumer Goods Industry, <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/9238>
18. Ellen MacArthur Foundation. 2017. The new plastics economy: rethinking the future of plastics and catalysing action, <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications/the-new-plastics-economy-rethinking-the-future-of-plastics-catalysing-action>
19. Olivier J G J, Schure K M, Peters J A H W. 2017. Trends in Global CO₂ and Total Greenhouse Gas Emissions: Summary of the 2017 Report (PBL Netherlands Environmental Assessment Agency). <https://www.pbl.nl/en/publications/trends-in-global-co2-and-total-greenhouse-gas-emissions-2017-report>
20. Zheng J. & Suh S. 2019. Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics[J]. *Nature Climate Change* 9, 374–378
21. UNEP. 2018. SINGLE-USE PLASTICS: A Roadmap for Sustainability (Rev. ed., pp. vi; 6). <https://www.unep.org/resources/report/single-use-plastics-roadmap-sustainability>
22. World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation, McKinsey & Company. 2016. The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastic, <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>
23. 姜金龙, 徐金城, 寇昕莉. ABS 工程塑料的生命周期评价研究 [J]. 郑州大学学报 (理学版), 2006 (02): 59–63
24. 李兆坚. 常用塑料材料生命周期能耗计算分析 [J]. 应用基础与工程科学学报, 2006(01):40–49
25. 魏文静, 朱坦, 李珀松, 等. 聚氯乙烯生产全过程能耗的估算及分析 [J]. 盐业与化



工,2012,30(05):31-33

26. 油惠仙,李智伟,王芳,等. 产业链的化工产品水足迹核算分析 [J]. 计算机与应用化学,2014,31(12):1444-1446
27. 常敏. 2015 年中国聚苯乙烯市场分析 & 前景展望 [J]. 中国石油和化工经济分析,2016(04):62-64
28. 薛祖源. 聚苯乙烯生产 & 发展综述 [J]. 化工设计,2006(06):6-16
29. 姜金龙,徐金城,寇昕莉. ABS 工程塑料的生命周期评价研究 [J]. 郑州大学学报(理学版),2006(02):59-63
30. 董家辉,陈伟峰,孟令泽. ABS 装置节能改造措施应用 & 效果 [J]. 天津化工,2019,33(04):50-51
31. 李小军. 大庆石化 ABS 装置能耗分析及节能途径探讨 [J]. 化工技术与开发,2010,39(09):51-53
32. 宁晓琴. 塑编行业 2013 年运行状况分析及 2014 年趋势展望 [J]. 塑料包装,2014,24(02):1-3
33. 孙熙军. 托盘行业: 总体向上, 前景广阔 [J]. 物流技术与应用,2020,25(03):64-65
34. 继祥. 2013 年物流装备业发展回顾 & 2014 年展望 [J]. 中国物流 & 采购,2014(13):64-68
35. Armacell Benelux S.A.. 2019. Lifecycle Assessment Study on the Benefits of Polyethylene Terephthalate Foam for Sustainable Buildings. AZoM. <https://www.azom.com/article.aspx?ArticleID=10592>
36. 谢鸿洲,卢文新,商宽祥. 几种可生物降解塑料的性能 & 应用比较研究 [J]. 化肥设计,2020,58(04):1-3+7
37. 马建立,赵由才,任天斌,等. 利用废旧 PE/PP 制备木塑复合材料的研究 [J]. 塑料工业,2007,35(8):56-56
38. 杨娜,邵立明,何晶晶. 我国城市生活垃圾组分含水率 & 其特征分析 [J]. 中国环境科学,2018,38(03):1033-1038
39. 韩智勇,费勇强,刘丹,等. 中国农村生活垃圾的产生量 & 物理特性分析及处理建议 [J]. 农业工程学报,2017,33(15):1-14
40. 宋国君. 2017. 北京市城市生活垃圾焚烧社会成本评估报告. http://bjads.ruc.edu.cn/Uploads/file/20181211/20181211163850_19341.pdf
41. 宋国君,杜倩倩,马本. 城市生活垃圾填埋处置社会成本核算方法 & 应用——以北京市为例 [J]. 干旱区资源 & 环境,2015,29(08):57-63
42. 齐丽,任玥,李楠,等. 垃圾焚烧厂周边大气二噁英含量 & 变化特征——以北京某城市生活垃圾焚烧发电厂为例 [J]. 中国环境科学,2016,36(04):1000-1008
43. 杨文武,苏文鹏,吴晶,等. 生活垃圾焚烧发电厂周边环境二噁英污染水平 & 人群暴露评估 [J]. 环境监测管理与技术,2019,31(01):44-47
44. 赵树青,宋薇,刘晶昊,等. 我国生活垃圾焚烧二恶英污染现状及减排建议 [J]. 环境

- 工程,2011,29(01):86-88
45. 刘欣艳. 生活垃圾焚烧发电厂能耗评价指标研究 [J]. 节能,2015,34(02):27-30+3
46. 仲璐, 胡洋, 王璐. 城市生活垃圾的温室气体排放计算及减排思考 [J]. 环境卫生工程,2019,27(05):45-48
47. 文君. 湖北荆门老垃圾填埋场废塑料的理化特性及其资源化途径研究 [D]. 中南林业科技大学,2014
48. 姜南, 薛平, 金世源. 废弃塑料再生挤出过程中的能耗与节能 [J]. 塑料,2000(05):49-50

联系我们

地址：中国北京市朝阳区东三环北路 38 号泰康金融大厦 1706

邮编：100026

电话：+86 (10) 5927-0688

传真：+86 (10) 5927-0699

 再生纸印刷