

深圳市生活垃圾处理 社会总成本分析

选 题： C 题

学 生 姓 名： 赵乾宇 郑亮 张上

指 导 教 师： 史国良

学 校： 南开大学

学 院： 环境科学与工程学院

日 期： 2017 年 8 月 7 日

摘要

随着深圳市人口的增长和人民生活水平的日益提高,城市生活垃圾数量日益增多,城市生活垃圾处理所产生的社会总成本也呈现与日俱增的趋势,成为了深圳市城市管理的难题之一。对此,深圳市提出了城市生活垃圾处理的三种模式。本研究从多个角度建立了城市生活垃圾社会总成本模型并计算出三种垃圾处理模式的当期社会总成本及未来十年的垃圾处理成本,给出了相应的评价及政策建议。

首先,本文建立了深圳市社会总成本,研究探讨了城市生活垃圾社会总成本的具体组成部分,包括收集成本、转运成本、预处理成本、焚烧成本、填埋成本、生物处理成本六个处理单元。在此基础上,本文应用灰色关联度分析,分析GDP、总人口、社会消费品零售总额和人均每月消费性支出对垃圾产生总量的影响,将上述因素对垃圾产生总量的影响程度数字化,并用BP神经网络预测模型,对深圳市2015—2024年垃圾产生量进行了预测,为后续模型的求解奠定了基础。之后,本文建立了城市生活垃圾收集成本模型,以计算城市生活垃圾源头分类收集所需成本、收益,以及政府对分类收集的补贴;在转运线路中,我们建立了城市生活垃圾转运模型;通过对焚烧效率的分析,建立了多个模型来计算焚烧效率以及焚烧发电量,进而建立城市生活垃圾焚烧成本模型,并应用蒙特卡洛算法对二噁英所产生的危害进行模拟,进一步得到二噁英的致癌风险,从而验证二噁英的排放是否会对健康产生影响;随后,本文不仅考虑了填埋处理所产生的处理成本,同时创新性的考虑了由于填埋所占用土地而产生的土地机会成本,以及土地渗滤液在土壤中渗透导致环境污染而产生的环境成本,并通过调查数据建立了湿垃圾生物处理成本模型;最后,本文运用所建立的成本模型,讨论了不同的前端垃圾分类模式对社会总成本的影响。

此外,本文应用成本效益分析法和应用层次分析法对深圳市城市生活垃圾处理优选模式进行分析,并对三种处理模式进行了综合的比较,两种方法交叉验证,确定三种处理模式中的最佳方案,并结合深圳市的实际情况,对深圳市的垃圾处理方式提出建议。

关键词：灰色关联度分析；BP 神经网络算法；蒙特卡洛算法；层次分析法；成本效益分析法；城市生活垃圾处理；社会总成本

目录

第一章 绪论.....	1
1.1 概述	1
1.1.1 问题重述	1
1.1.2 问题分析	2
1.2 研究背景.....	2
1.2.1 城市生活垃圾的产生	2
1.2.2 城市生活垃圾分类方法.....	3
1.2.3 城市生活垃圾的收集	3
1.2.4 城市生活垃圾的运输及转运	4
1.2.5 城市生活垃圾的预处理	4
1.2.6 城市生活垃圾的处理和处置	4
1.2.7 国外研究背景及研究进展	6
1.2.8 国内研究背景及研究进展	6
1.2.9 深圳市现状介绍	7
1.3 本章小结.....	10
第二章 垃圾处理总成本模型构建.....	11
2.1 城市生活垃圾处理社会总成本模型概述.....	11
2.2 城市生活垃圾处理成本模型原理.....	12
2.2.1 城市生活垃圾收集成本模型	12
2.2.2 城市生活垃圾转运成本模型	13
2.2.3 城市生活垃圾预处理成本模型	15
2.2.4 城市生活垃圾焚烧成本模型	17
2.2.5 湿垃圾生物处理成本模型	25
2.2.6 填埋处理成本	25
2.3 本章小结.....	27
第三章 模型的参数设定及预处理.....	29

3.1	城市生活垃圾收集成本模型	29
3.2	城市生活垃圾转运成本模型	30
3.3	城市生活垃圾预处理成本模型.....	30
3.4	城市生活垃圾焚烧成本模型	31
3.5	湿垃圾生物处理成本模型	35
3.6	城市生活垃圾填埋成本模型	35
3.7	本章小结	36
第四章	深圳市当期各模式垃圾总成本分析.....	38
4.1	总成本组成单元说明	38
4.2	深圳市 2000 年-2014 年城市生活垃圾产生量	38
4.3	深圳市城市生活垃圾处理模式一各单元当期成本计算	39
4.3.1	城市生活垃圾混合收集单元成本计算	39
4.3.2	城市生活垃圾转运模型的求解及当期成本计算	39
4.3.3	城市生活垃圾焚烧单元成本计算	40
4.3.4	城市生活垃圾填埋模型的求解及当期成本计算	47
4.3.5	深圳市城市生活垃圾处理模式一当期社会成本计算	49
4.4	深圳市城市生活垃圾处理模式二各单元当期成本计算	49
4.4.1	城市生活垃圾源头分类单元成本计算	50
4.4.2	城市生活垃圾湿生物处理单元成本计算	51
4.4.3	城市生活垃圾焚烧（干垃圾）单元成本计算	52
4.4.4	城市生活垃圾转运（中心城区干垃圾）单元成本计算	59
4.4.5	城市生活垃圾填埋单元成本的计算	60
4.4.6	深圳市城市生活垃圾处理模式二当期社会成本计算	61
4.5	深圳市城市生活垃圾处理模式三各单元当期成本计算	62
4.5.1	城市生活垃圾混合收集单元成本计算	62
4.5.2	城市生活垃圾末端分类单元成本计算	62
4.5.3	城市生活垃圾（湿垃圾）生物处理单元成本计算	63
4.5.4	城市生活垃圾（干垃圾）焚烧单元成本计算	64
4.5.5	城市生活垃圾（干垃圾）中心城区转运单元成本计算	70

4.5.6	城市生活垃圾填埋单元成本的计算	70
4.5.7	深圳市城市生活垃圾处理模式三当期社会成本计算	72
4.6	三种垃圾处理模式当期社会成本的对比分析	72
4.7	深圳市城市生活垃圾不同前端分类方法对总成本的影响.....	73
4.8	本章小结	74
第五章 深圳市生活垃圾各模式未来十年社会总成本预测		75
5.1	深圳市未来十年城市生活垃圾产生量预测及各单元成本计算	75
5.1.1	深圳市未来十年城市生活垃圾产生量的预测	75
5.2	深圳市城市生活垃圾处理模式一未来十年社会总成本计算	79
5.2.1	未来十年城市生活垃圾混合收集单元成本计算	80
5.2.2	未来十年城市生活垃圾（中心城区）全量转运单元成本计算	80
5.2.3	未来十年城市生活垃圾全量焚烧单元成本计算	81
5.2.4	未来十年城市生活垃圾填埋单元成本计算	88
5.2.5	深圳市城市生活垃圾处理模式一未来十年社会总成本计算.....	90
5.3	深圳市城市生活垃圾处理模式二未来十年社会总成本计算	90
5.3.1	未来十年城市生活垃圾源头分类单元成本计算	91
5.3.2	未来十年城市生活垃圾（湿垃圾）生物处理单元成本计算	92
5.3.3	未来十年城市生活垃圾（干垃圾）焚烧单元成本计算	94
5.3.4	未来十年城市生活垃圾（中心城区干垃圾）转运单元成本计算	102
5.3.5	未来十年城市生活垃圾填埋单元成本的计算	103
5.3.6	深圳市城市生活垃圾处理模式二未来十年社会总成本计算 ...	104
5.4	深圳市城市生活垃圾处理模式三未来十年社会总成本计算	105
5.4.1	未来十年城市生活垃圾混合收集单元成本计算	105
5.4.2	未来十年城市生活垃圾末端分类单元成本计算	105
5.4.3	未来十年城市生活垃圾（湿垃圾）生物处理单元成本计算 ...	106
5.4.4	未来十年城市生活垃圾（干垃圾）焚烧单元成本计算	106
5.4.5	未来十年城市生活垃圾（中心城区干垃圾）转运单元成本计算	113

5.4.6	未来十年城市生活垃圾填埋单元成本的计算	114
5.4.7	深圳市城市生活垃圾处理模式三未来十年社会总成本计算 ...	116
5.5	三种垃圾处理模式未来十年社会成本的对比分析	116
5.6	本章小结	117
第六章	深圳市生活垃圾诸模式各项成本及收益比例变化趋势及远 期成本效益分析	119
6.1	深圳市生活垃圾诸模式成本变化趋势	119
6.1.1	模式一各项成本比例变化趋势	119
6.1.2	模式二各项成本比例变化趋势	122
6.1.3	模式三各成本比例变化趋势	127
6.2	深圳市生活垃圾诸模式收益变化趋势	130
6.2.1	模式一各项收益变化趋势	130
6.2.2	模式二各项收益变化趋势	131
6.2.3	模式三各项收益变化趋势	134
6.3	远期成本效益分析结果	136
6.4	对远期成本效益分析的评价及层次分析法的优势	137
6.5	本章小结	138
第七章	层次分析法分析深圳市城市生活垃圾处理分类制度建设的 优选模式	139
7.1	层次分析法	139
7.2	深圳市垃圾处理的层次分析模型	140
7.3	本章小结	146
第八章	关于深圳市城市垃圾处理的决策建议	147
第九章	结论	149
第十章	模型的创新点及不足	151
10.1	模型创新点	151
10.2	模型的不足	151

参考文献	152
附录.....	155
一. 灰色关联度分析代码	155
二. BP 神经网络代码.....	156
三. 蒙特卡洛代码.....	158

第一章 绪论

1.1 概述

城市垃圾是一个长期存在的污染源，特别是产业和人口集中的大城市，产生的大量固体废弃物数量惊人，处理不善将会造成严重的环境污染，危及人们的健康和生存。随着经济的发展，人口的增长以及人民生活水平的日益提高，近年来，垃圾作为人们城市生活所排放的废弃物其排放量正以惊人的速度剧增，垃圾的组成也发生了明显变化，土地资源的日益贫乏以及人们环保意识的与日俱增，使得垃圾问题已成为世界各国日益重视并急需解决的重要问题。^[2]化石能源的逐渐枯竭，又使得如何利用垃圾中的有效资源，如何以更低的成本创造出更高的效益，变成亟待解决的重要问题。

目前，随着我国城镇化进程的不断加快，城市垃圾产量也在增加，而垃圾清运能力严重不足，导致城市垃圾污染问题越来越严重。^[1]相对而言，发达国家由于城市化进程较早，在垃圾收集、运输、处理、管理等方面的技术已经成熟，积累了很多经验，形成了一套强化主体责任，推动严格分类，实现垃圾处理减量化、资源化的做法，值得我们思考和借鉴。

1.1.1 问题重述

自 2017 年 3 月 18 日，国务院向全国发布了《生活垃圾分类制度实施方案》，中国的垃圾分类制度建设开始了一个全新阶段，垃圾分类已成为推进社会经济绿色发展、提升城市管理和服务水平、优化人居环境的重要举措。为了保证这一目标能够顺利实现，必须对城市生活垃圾分类处理（包括但不限于分类投放、分类收集、分类运输、分类处理）的全过程总成本，进行科学计算及动态监测。科学计算垃圾处理总成本的能力，直接反映了城市管理、社会治理水平的高低，目前我国在这方面的欠缺较大。2017 年 3 月 22 日中国人民大学国家发展与战略研究院公布的《北京市城市生活垃圾焚烧社会成本评估报告》，虽然各方面对该报告有一些不同的意见和观点，但对于生活垃圾处理社会总成本（应包括直接

的业务、经济技术成本以及间接的当下和远期社会成本)的分析估算,确实是一次有意义的探索实践。

1.1.2 问题分析

首先,深圳市城市生活垃圾社会总成本,指的是垃圾处理的直接成本和社会成本的总和,也即是在收集、转运、预处理、焚烧、填埋、生物处理六个处理环节所产生的设备成本、物料成本、人工成本、税收成本和环境成本,政府补贴及税收减免政策等,最后再减去所得收益。

本文将从深圳市生活垃圾处理每一环节进行分析,将每一环节直接成本进一步细化(包括城市生活垃圾产生量及预测、城市生活垃圾处理的各个环节,如预处理、焚烧、填埋、生物处理等角度分析其设备成本以及人工成本),并对每一环节产生的社会成本(包括深圳市生活垃圾处理的环境成本,政府补贴及税收减免政策)进行详细的分析,最后对以上成本计算求解并预测,将总成本预测和各成本加和预测的总成本进行交叉验证,综合分析评价深圳市生活垃圾处理社会总成本。在分析的过程中,我们将给出分析模型,并且通过所给模型完善深圳市生活垃圾处理诸模式的直接成本和社会成本预算方法,计算各模式的当期社会总成本以及预测未来十年的垃圾总成本、垃圾总量、及诸模式下各分项成本比例的变化趋势,另外,基于建立的深圳市城市生活垃圾社会总成本模型,通过远期成本效益分析设计深圳生活垃圾分类制度建设的优选模式,并根据分析结果给政府提出相应的决策建议。

1.2 研究背景

城市生活垃圾是城市在日常生活中或者在为城市日常生活提供的服务中产生的固体废物,以及国家规定的属于城市生活垃圾的固体废物。

对于城市生活垃圾从产生到处理和处置,一般分为以下的步骤。

1.2.1 城市生活垃圾的产生

城市生活垃圾包括:居民生活垃圾、园林废物、机关单位排放的生活垃圾、街道清扫废物、公共场所(如公园、车站、机场、码头等)产生的废物等。在实

际收集到的垃圾中，还包括部分小型企业产生的工业废物和危险废物（如废打火机、废电池等）。另外，城市的建设和维护过程中也会产生很多建筑垃圾和余土。有上述可以看出，城市生活垃圾包括很多的废物种类，由于我国尚且没有明确的分类方法，因此，本文将参考美国国家环境保护局（U.S. Environmental Protection Agency）提出的分类方法，将城市生活垃圾具体分为：①厨余类；②纸类；③纺织类；④木竹类；⑤灰土类；⑥陶瓷砖瓦；⑦玻璃类；⑧金属类；⑨橡塑类；⑩混合类；⑪其他。

在下一节中，本文将重点介绍城市生活垃圾的两种分类方法，即家庭分类和专业分类。

1.2.2 城市生活垃圾分类方法

在家庭分类方法中，城市生活垃圾可以具体分为：有害垃圾、大件垃圾、废弃织物、年花年桔、绿化垃圾、果蔬垃圾、餐厨垃圾七大类。

在专业分类方法中垃圾干湿分类，即湿垃圾（主要为厨余垃圾、果皮等）和干垃圾（其它垃圾）。湿垃圾收集后可利用微生物进行堆肥、厌氧消化处理或制备生物燃料，而干垃圾收集后便于后续工作人员从中挑出可利用的物质，剩下的垃圾进行填埋或焚烧处置。

本文将在后续的介绍中，分析研究两种分类方法对城市生活垃圾总成本的不同影响。

1.2.3 城市生活垃圾的收集

城市生活垃圾的收集主要有两种形式：混合收集和分类收集。

（1）混合收集：是指统一收集未经任何处理的原生废物的方式。其优点是：收集费用低、简便易行；缺点是：各种废弃物相互混杂，降低有用物质的纯度和再生利用的价值，增加了处理的难度和成本。

（2）分类收集：是指根据废物的种类和组成分别进行收集的方式。其优点是：提高有用物质的纯度，有利于综合利用，减少废物量，降低处理成本。

1.2.4 城市生活垃圾的运输及转运

在城市垃圾收运系统中,转运是指从各分散收集点较小的收集车清运的垃圾转载到大型运输车辆,并且将其远距离运输至垃圾处理利用设施或处置场的过程。转运站则是指上述转运过程的建筑设施和设备。在城市垃圾收集的地点和处理地点相距不远的情况下,用垃圾收集车直接运送垃圾是最为经济的方法。

1.2.5 城市生活垃圾的预处理

城市生活垃圾预处理中最为重要的操作工序是城市生活垃圾的分选技术。分选是指借助一定的手段将固体废物彻底分成两种及以上的物质。目前,以我国的技术处理水平,本文中所讨论的预处理主要包括将垃圾进行人工分选,城市垃圾分成湿垃圾(厨余垃圾)、纸类、纺织类、玻璃类、金属类和干垃圾,橡塑类以目前技术水平难以分离。

1.2.6 城市生活垃圾的处理和处置

(1)卫生填埋

卫生填埋是一种垃圾终极处理方法,是指将垃圾填埋于不透视材质或低渗水性土壤内,并设有渗滤液、填埋气体收集或处理设施及地下水监测装置的的填埋场的处理方法,即为填埋处置无需稳定化预处理的非稳定性的废物,最常用于城市垃圾填埋,此法也是最普遍的填埋处理方法。

卫生填埋处理城市生活垃圾的优点在于:处理量较大,技术比较成熟,投资和运行费用低,操作管理比较简单,适用性强。因而一直是我国绝大多数城市处理生活垃圾的首选方法,尤其适合于垃圾中无机物含量高(>60%);填埋场征地较便利(如丘陵、山区);地区(特别是场区)水文地质条件好;地区气候干旱,年蒸发量大于年降雨量的地区。

卫生填埋法的缺点主要有:占地量较多,填埋 1 吨垃圾需占地 1.25m^3 ,如日处理 1 吨垃圾,1 年占地约 22 万 m^3 ,这种情况严重浪费土地资源,在我国土地资源紧缺的条件下,其体现出的问题尤其严重。卫生填埋易造成对地下水的污染,据有关研究显示,填埋场周围地表水及附近水溪沉积中 Cr, Cd, Al, Cu, Zn, Pb, Co, Hg 等含量明显升高。

（2）堆肥化技术

堆肥化是利用自然界广泛存在的微生物，有控制地促进固体废物中可降解的有机物转化为稳定的腐殖质的生物化学过程。堆肥化制得的产品称为堆肥。本着经济的原则，静态敞开式堆肥在我国大部分城市的垃圾处理中占很比重，这种处理成本低，产生的化肥也可以作为肥料售出。

堆肥化技术的优点在于：投资成本较小，操作较为简单可行。

堆肥化技术的缺点在于：不具备处理全部的垃圾的能力，它只对含有易腐的、可被微生物降解的有机物质的垃圾具有适用性。另外，堆肥时，垃圾中的石块、灰渣、金属、玻璃、塑料等废弃物不能被微生物分解，必须进行分选，另行处理。

（3）焚烧

焚烧法是一种高温热处理技术，即以一定量的过剩空气与被处理的有机废物在焚烧炉内进行氧化燃烧反应，废物中的有害物质在高温下氧化、热解而被破坏，是一种可同时实现废物无害化、减量化、资源化的处理技术。在采用焚烧技术处理城市生活垃圾时，我们可以利用焚烧产生的大量的热来进行发电。

焚烧技术的最大优点在于：能够大力减少需最终处置的废物量具有兼容作用、去毒作用、能量回收作用；另外，还具有副产品、化学物质及资源回收等优点。

焚烧技术的缺点主要是费用昂贵、操作复杂、严格；要求工作人员技术水平高；产生二次污染物如 SO_2 、 NO_x 、 HCL 、二噁英和焚烧飞灰等。另外，还有技术风险问题。

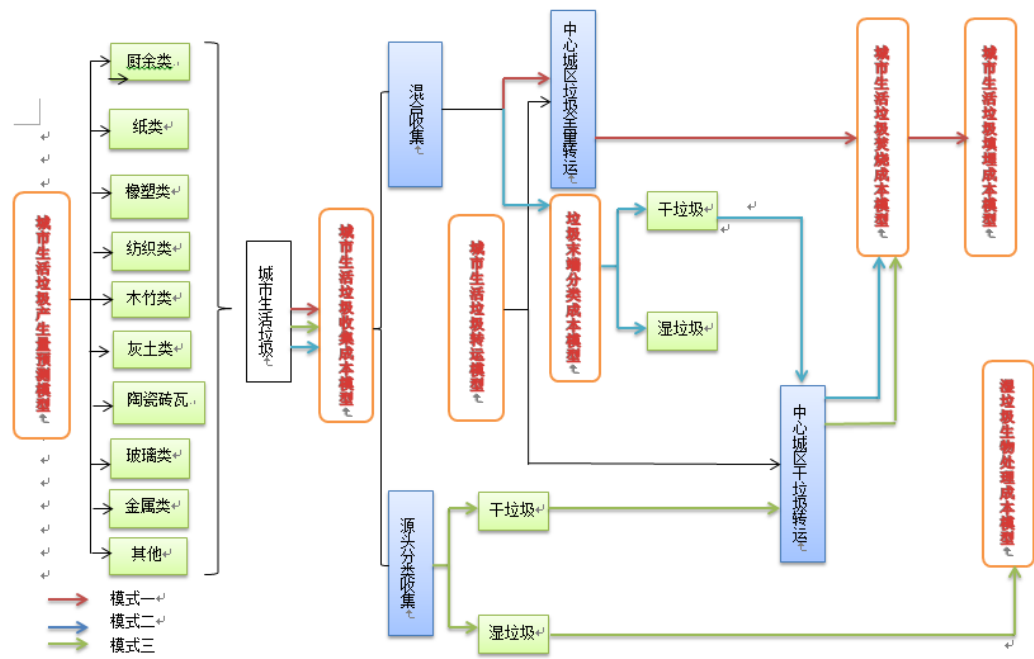


图 1-1 城市生活垃圾三种处理模式流程图

1.2.7 国外研究背景及研究进展

国外对垃圾处理的研究较早，对此进行的实践也更加丰富。Kennedy J 等对粒子群算法进行了深刻的剖析，被许多科学家用于垃圾收运系统的优化。YANG Y.B.等对垃圾焚烧的过程进行了数字化，以提高垃圾焚烧的效率，并减少焚烧所产生的有毒有害物质。美国气象局所研发的 AERMOD 模型和英国剑桥大学提出的 AMOD 模型被广泛用于大气污染物的扩散模拟。

国外的垃圾处理技术和模式都更为先进，因此国外学者针对国外情况研究的方法和内容大多难以符合我国的现状，因此我们只能借鉴其思路，却难以将其方法应用于我们国家的城市垃圾成本计算。本文将针对我国的具体技术和处理模式，提供一种切实可行，并且足够准确的方法和模型。

1.2.8 国内研究背景及研究进展

随着中国城市化进程的不断加快和人民生活水平的不断提高，城市生活垃圾产生量也不断增加，据数据统计，城市生活垃圾的平均增长率达到了每年 4.8%（见图 1-2）

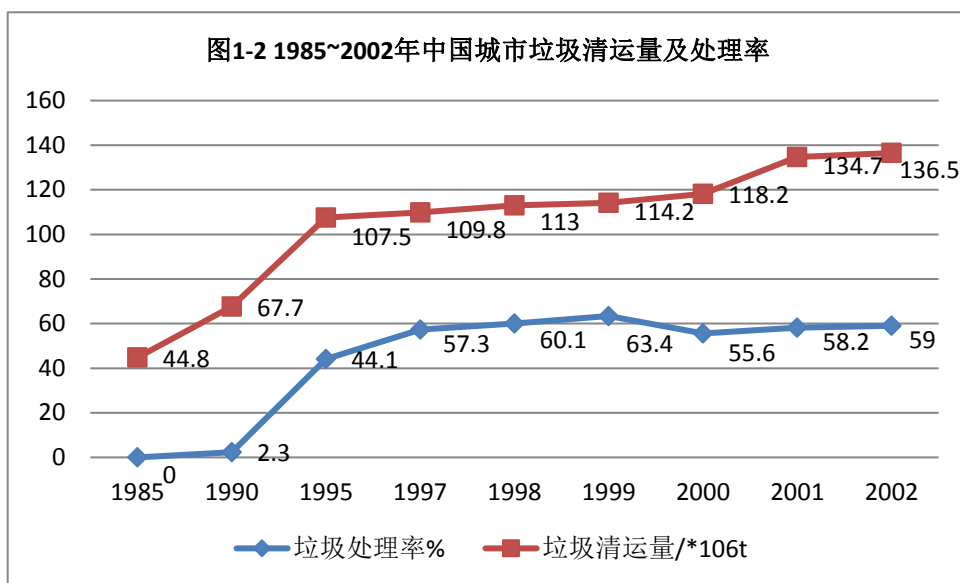


图 1-2 1985 年-2002 年中国城市垃圾清运量及处理率

在以上背景下，虽然我国垃圾处理方面研究起步较晚，但是我国的科学家也在不断地进行探索和改进，并作出了杰出的成绩。姜建生等在垃圾的分类和转运进行了分析，得出了分类处理垃圾在短期收益较少，但对未来产生了更加深远的影响。范柳斌等通过线性规划，采用蚁群算法，为深圳市垃圾转运站的选址问题提出了最优的解决办法。；林海等采用 CFD 技术对垃圾焚烧炉和烟气排放进行了研究和优化。汪群慧等也对湿垃圾（厨余垃圾）的生物处理如好氧堆肥、厌氧消化技术进行了初步的探索。唐家富等对垃圾填埋所产生的土地资源成本和环境效益进行了剖析。杨杰等应用美国气象局所研发的 AERMOD 模型对大气中二噁英的危害也得出了初步的结论。

但是，目前我国的研究大多针对转运成本的计算，以及垃圾成本的粗略计算，并没有对垃圾处理全过程的详细描述和计算，因此本文将针对预处理、焚烧、填埋、湿垃圾生物处理进行详细的分析计算。并且杨杰等应用蒙特卡洛算法计算二噁英致癌风险时，某些参数取值值得商榷，而且最终结果的取值同样有待讨论，本文将对蒙特卡洛模拟中的参数进行调整，再进行模拟，最终科学取值，得出结论。

1.2.9 深圳市现状介绍

深圳市是中国改革开放建立的第一个经济特区，现在已经成为中国改革开放的窗口，成长为一个具有很强国际影响力的国际化都市，创造了举世瞩目的“深

圳速度”，同时享有“设计之都”、“钢琴之城”、“创客之城”等美誉，然而深圳市现在一直在饱受城市生活垃圾与日俱增以及城市生活垃圾社会处理成本过高的严重困扰。

(1)深圳市城市生活垃圾特征分析

1. 深圳市生活垃圾产生量

环卫部门的统计资料显示，深圳市 2005 年平均每天产生生活垃圾 9120 吨，较 2001 年增长 34.3%。从区域分布的角度来看平均每天产生的生活垃圾，特区内为 4778 吨，特区外为 4342 吨，产生量十分接近；从人均指标来看，深圳市生活垃圾产生量为 1.10kg/(人·d)，接近全国人均生活垃圾产生量的中值；特区内人均生活垃圾产生量为 1.40kg/(人·d)，特区外人均生活垃圾产生量为 0.84kg/(人·d)，特区内外差异十分显著，这个现象与区域经济发展水平相一致，也与居民生活水平相一致。

2. 深圳市生活垃圾组成与物理特性

据环卫局相关统计显示，深圳市生活垃圾中的主要成分是有机易腐物，约占垃圾总量的 50%；纸类、橡塑、纺织物等可回收物占垃圾总量 35%-45%；灰土、砖瓦陶瓷等无机物占垃圾总量的 5%-15%。由于部分可回收物已在源头由市民进行初步源头分类或由拣拾垃圾者进行收集，深圳市生活垃圾中可回收物的比例是高于上述测定值的。另外，相关统计资料显示，深圳市生活垃圾中有机易腐物占深圳市垃圾总量的比例在近 5 年呈现逐年下降趋势，纸质垃圾和橡塑垃圾的比例增长明显，而玻璃、金属、竹木等成分则没有太大变化。深圳市生活垃圾的主要物理特性为：含水率 40%-60%，密度 0.25-0.40t/m³，低位发热量 4400-5900 kJ/kg。2009 年-2014 年深圳市城市垃圾物理组成、含水率及湿基低位热值的统计数据及对比如下图所示。

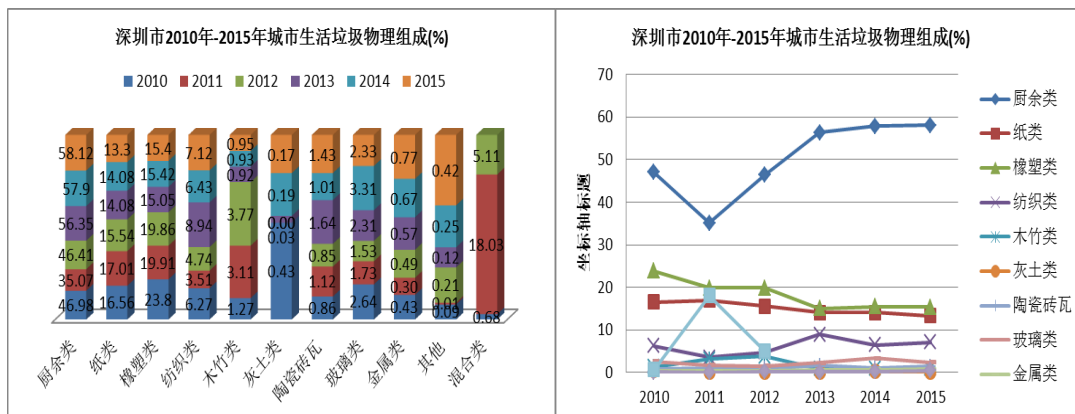


图 1-3 深圳市 2010 年-2015 年城市生活垃圾物理组成%

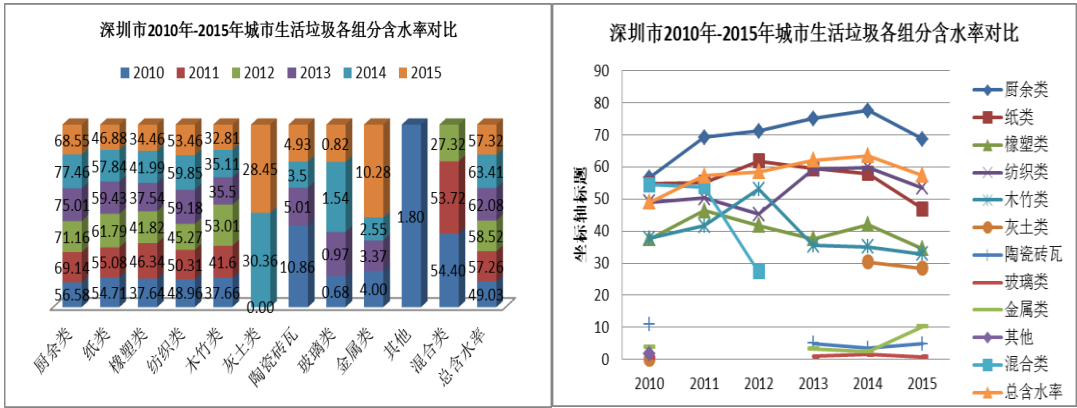


图 1-4 深圳市 2010 年-2015 年城市生活垃圾各组分含水率对比

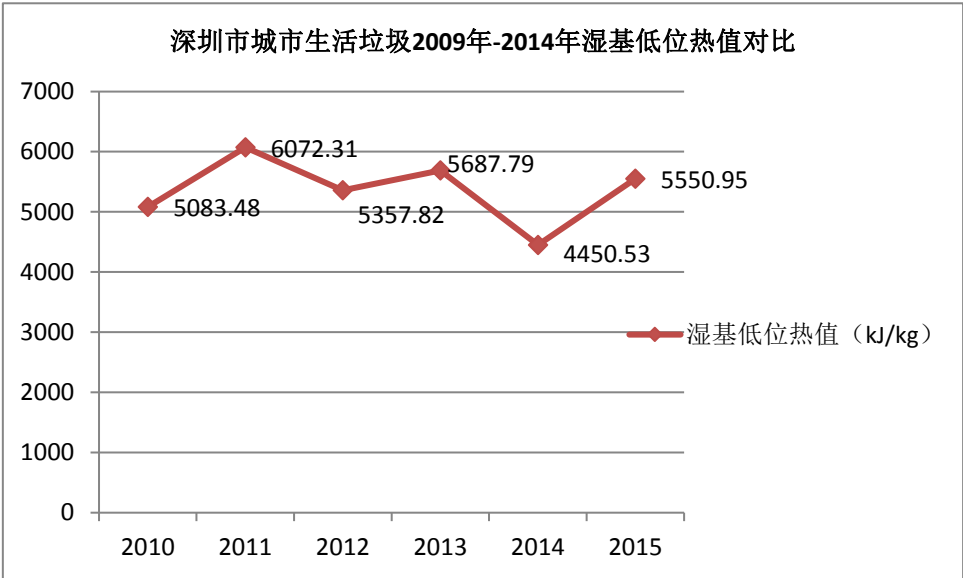


图 1-5 深圳市城市生活垃圾 2009 年-2014 年湿基低位热值对比

(2)深圳市城市生活垃圾处理设施现状

深圳市现有 2 座卫生填埋场和 4 座垃圾焚烧厂，分别为下坪固体废弃物填埋场、老虎坑卫生填埋场和市政环卫综合处理厂、南山垃圾焚烧厂、盐田垃圾焚烧厂、中心城垃圾焚烧厂，详细情况如表 1.2.4（a）和表 1.2.4(b)。此外，深圳市还存在 20 余座简易填埋场，主要分布在宝安、龙岗 2 区的市郊农村。

表 1.2.4(a) 深圳市现有卫生填埋场现状

设施名称	处理规模 (t/d)	所在区域	占地面积 (hm ²)	总库容/ 剩余库容(m ³)
下坪固体 废弃物填埋场	3500	罗湖	149.0	4693/387 4

老虎坑卫 生填埋场	2700	宝安	45.0	1608/139 0
--------------	------	----	------	---------------

表 1.2.4 (b) 深圳市现有垃圾焚烧厂现状

设施名称	处理规模 (t/d)	所在区域	占地面积 (hm ²)	发电装机 容量 (MW)
市政环卫 综合处理厂	450	罗湖	2.0	8
南山垃圾 焚烧厂	800	南山	5.6	12
盐田垃圾 焚烧厂	450	盐田	4.4	6
中心城垃 圾焚烧厂	300	龙岗	1.0	4

1.3 本章小结

基于深圳市的现状，以及国内外学者的研究状况，为了准确计算深圳市城市生活垃圾的社会总成本，本文将从垃圾产生到处理处置的全过程加以考虑。国内外关于城市生活垃圾转运成本、城市垃圾转运站的选址优化以及大型设备转运成本的研究已经较为完善，本文将直接参考其成果和完善的模型进行相关成本的计算；而关于城市生活垃圾分类、焚烧、填埋和生物处理成本的研究还较不完善或有不足之处，本文将就这几个方面建立并完善相关模型。特别地，本文创新性的针对焚烧单元进行细化，对垃圾发电的效率进行准确计算，对二噁英的环境效益进行科学理性评估；针对填埋所产生的土地机会成本进行测算，另外对填埋渗滤液产生的环境污染进行量化，最终得出更加全面更加准确的数据。

第二章 垃圾处理总成本模型构建

由本文第一章所介绍的内容以及对深圳市城市生活垃圾处理流程的研究，城市生活垃圾处理的边界内的成本可分六个阶段的成本：收集成本、转运成本、预处理成本、焚烧成本、填埋成本、生物处理成本。在本章中我们将介绍城市生活垃圾处理社会总成本模型进行原理介绍及模型概述，并分别对城市生活垃圾处理各单元处理各单元成本建立模型，并分别进行模型说明、模型假设以及符号约定，为深圳市城市生活垃圾总成本计算奠定基础。

2.1 城市生活垃圾处理社会总成本模型概述

边界内的成本可分六个阶段的成本：收集成本、转运成本、预处理成本、焚烧成本、填埋成本、生物处理成本。每一阶段需考虑的成本为：一是固定成本，即成本总额在一定时期和一定业务量范围内，不受业务量增减变动影响而能保持不变的固定成本，包括土地成本、建设成本；二是可变成本，即在总成本中随产量的变化而变动的成本项目，包括垃圾处理费、电价补贴、飞灰补贴、底灰补贴等；三是废弃物排入环境中造成的公众健康损失、生产成本、材料损伤、生态成本等。

可以根据以上分类建立年度垃圾焚烧成本（C）计算公式。另外，通过年度垃圾焚烧成本与年度焚烧量可以获得单位生活垃圾的焚烧成本（A）。公式的进一步展开及核算方法如表 3-1 所示。

$$C_{\text{年生活垃圾处理社会总成本}} = M_{\text{收集成本}} + M_{\text{转运成本}} + M_{\text{预处理成本}} + M_{\text{焚烧成本}} + M_{\text{填埋成本}} + M_{\text{生物处理成本}}$$

本文通过对城市生活垃圾社会总成本进行分析，总结出收集成本、转运成本、预处理成本、填埋成本、生物处理成本。其中，转运成本在之前的研究中已相当成熟，本文将直接借用其计算公式及参数，具体计算方法本文将不加以赘述。本文将具体就收集成本、预处理成本、焚烧成本以及生物处理成本进行分析以及建模计算。

2.2 城市生活垃圾处理成本模型原理

2.2.1 城市生活垃圾收集成本模型

（一）核算边界及模型说明

城市生活垃圾的收集是城市生活垃圾处理的整个过程中的首要步骤，而其成本是城市生活垃圾社会总成本计算的较为重要的参数指标。城市生活垃圾的收集成本一般分为混合收集成本和分类收集成本两部分进行计算。其中，城市生活垃圾混合收集成本的计算较为复杂，所以本文将重点计算这一部分成本。要明确该项成本，则首先要明确混合垃圾数量，即除去居民可以自行从生活垃圾中分拣出自身可以直接或者加以改造后加以利用的总垃圾数量，这项参数与某地区总垃圾量、厨余垃圾量以及可回收垃圾量某地区参与垃圾分类回收的居民数量和该地区总的居民数量的比率，即居民参与率、厨余垃圾中可以被分拣出的垃圾与厨余垃圾总量的比率，即厨余垃圾分拣率，以及垃圾回收率等多项参数有关。

（二）模型假设

混合收集需处理垃圾量与分类收集垃圾量数量相等。

（三）符号约定

城市生活垃圾收集成本模型的符号约定如下：

P ：居民参与率，%；

α_1 ：厨余垃圾分拣率，%；

β_1 ：垃圾回收率，%；

η 回收收益：回收收益率，%；

$\theta_{\text{总垃圾}}$ ：需分类总垃圾产生量，t；

$\theta_{\text{厨余垃圾}}$ ：原厨余垃圾，t；

$\theta_{\text{厨余垃圾}}'$ ：经分类后厨余垃圾，t；

$\theta_{\text{可回收垃圾}}$ ：可回收垃圾（纸类、纺织类、橡塑类、玻璃类、金属类）总量，t；

$\theta_{\text{可回收垃圾}}'$ ：经分类后可回收垃圾总量，t；

θ_i ：某种可回收垃圾的量，t；

θ_i' ：经分类后某种可回收垃圾的量，t；

$\theta_{\text{剩余垃圾}}$ ：需要被转运的垃圾总量，t；

$M_{\text{回收收益}}$: 将可回收垃圾回收后, 回收后的垃圾再利用所产生的收益, 元;

$M_{\text{补贴}}$: 政府对源头分类所支付的补贴, 元;

$A_{\text{吨垃圾补贴}}$: 政府对源头分类每吨垃圾给予的补贴, 元/t;

$\theta_{\text{分类垃圾}}$: 源头分类, 被分类出来垃圾量, 包括可回收垃圾和厨余垃圾, t;

(四) 模型建立

经源头分类后, 所剩厨余垃圾和可回收垃圾(纸类、纺织类、橡塑类、玻璃类、金属类)量分别为:

$$\theta'_{\text{厨余垃圾}} = \theta_{\text{厨余垃圾}} \times \alpha_1$$

$$\theta'_i = \theta_i \times \beta_1$$

经源头分类后, 需要进行收集的垃圾总量为:

$$\theta_{\text{剩余垃圾}} = \theta_{\text{总垃圾}} - P \times (\theta_{\text{厨余垃圾}} \times \alpha_1 + \theta_{\text{可回收垃圾}} \times \beta_1)$$

回收所产生的回收收益为:

$$M_{\text{回收收益}} = P \times \theta_{\text{回收收益}} \times \theta_{\text{可回收垃圾}} \times \beta_1$$

源头分类收集补贴为:

$$M_{\text{补贴}} = A_{\text{吨垃圾补贴}} \times \theta_{\text{分类垃圾}}$$

源头分类总成本为:

$$M_{\text{总成本}} = M_{\text{补贴}} - M_{\text{回收收益}}$$

2.2.2 城市生活垃圾转运成本模型

(一) 核算边界及模型说明

城市垃圾转运成本计算的边界为从设置垃圾桶开始, 包括设置垃圾桶的设备成本, 垃圾桶装入垃圾后将其中垃圾倒入指定车辆, 再由指定车辆沿指定路线驶向垃圾转运站卸料, 将垃圾卸入垃圾储坑, 然后核算被垃圾转运站处理后的垃圾装入指定车辆, 沿指定路线驶往垃圾焚烧厂卸料平台; 或沿指定路线将垃圾运往生物处理厂卸料平台。

针对深圳市的垃圾收运系统模型已建立的十分完备, 尤其是对于收运线路的优化以及转运站的选址问题, 因此本文将参考其模型及其部分运算结果进行计算。

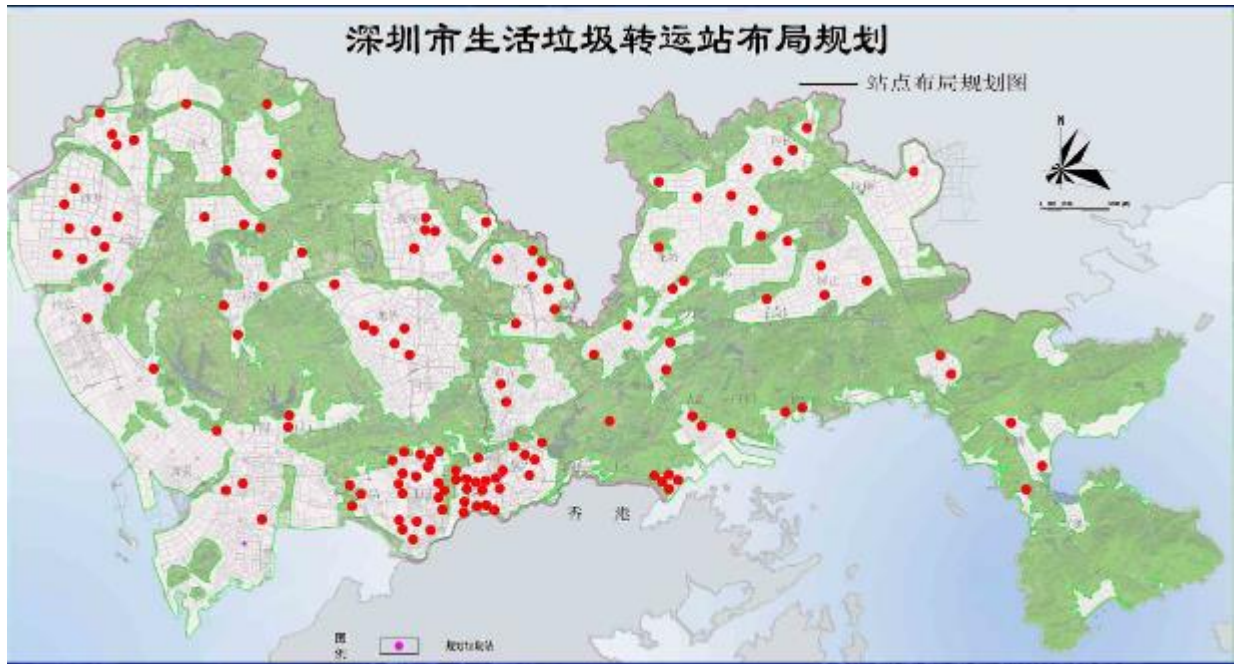


图 2-1 深圳市生活垃圾转运站布局规划

上图中红色点为深圳市垃圾转运站位置，若进行焚烧处理，则需将垃圾由转运站分别运往南山垃圾焚烧厂、平湖垃圾焚烧厂、盐田垃圾焚烧厂和老虎坑垃圾焚烧厂，每个转运站的垃圾将被运往距其最近的垃圾焚烧厂，则我们可以得到下述模型。

（二） 模型假设

（1）垃圾运距范围为 0-40 公里

（2）10 公里以内运距的垃圾，在 10-20 公里的垃圾量与 20-40 公里的垃圾量为 2:1:1，且垃圾质量在其分布范围内均匀分布。

（三） 符号约定

城市生活垃圾转运成本模型的符号约定如下：

θ_1 ：运距为 10 公里以内垃圾总量，t

Y：大于 10 公里小于等于 20 公里的路程，km

θ_2 ：运距在 10-20 公里内的垃圾总量，t

Z：大于 20 公里的路程，km

θ_3 ：运距大于 20 公里的垃圾总量，t

M_{收运成本}：垃圾转运所需成本，元

（四） 模型建立

城市生活垃圾的收运成本为：

$$M_{\text{收运成本}} = 60 \times \theta_1 + \int_{10}^{20} \frac{((y-10)+60) \times \theta_2 \times dy}{10} + \int_{20}^{40} \frac{((z-20) \times 1.5 + 70) \times \theta_3 \times dz}{20}$$

2.2.3 城市生活垃圾预处理成本模型

(一) 核算边界及模型说明

垃圾预处理核算由指定车辆将垃圾卸在卸料平台开始,继而进行人工分选和高压压榨技术分离干、湿垃圾,最后将处理后的垃圾装入指定车辆。

该部分包括垃圾热值计算模型、含水率计算模型、垃圾改变量模型以及垃圾预处理成本模型。垃圾改变量模型用于计算经过人工分选以及高压压榨后所剩垃圾的成分及其总量的改变;垃圾含水率模型主要用于经预处理后垃圾含水率的计算;垃圾热值计算模型利用含水率模型计算的结果计算经过分选后的垃圾热值;垃圾预处理成本模型用于计算该部分所用成本。这三个模型的结果将被用于焚烧成本的计算中。

对于垃圾湿基低位热值和垃圾各组分含水率,我们采用 BP 神经网络,对未来 10 年的情况进行预测。

(二) 模型假设

假设经分类处理前后垃圾的干基热值不变。

(三) 符号约定

本模型符号的约定如下:

η_i : 处理前某成分湿基含量, %;

η_i' : 经处理后某成分的湿基含量, %;

θ_i' : 经分类后某成分湿基重量, kg;

$\theta_{\text{剩余垃圾}}$: 经分类后垃圾总重, kg;

η_i' : 某成分干基含量, %;

$\eta_{i(w)}$: 某成分含水率, %;

$\eta_{(w)}$: 处理前样品含水率, %;

$\eta_{(w)}'$: 经处理后样品含水率, %;

$\eta_{\text{人工分拣}}$: 人工分拣率, %;

$\eta_{\text{回收}}$: 回收率, %;

$\eta_{\text{压缩减量}}$: 压缩减量占待处理垃圾总量的比率, %;

Q_j : 干基高位热值, kJ/kg;

Q_h : 湿基高位热值, kJ/kg;

Q_h' : 经处理后的垃圾的高位热值, kJ/kg;

Q_L : 湿基低位热值, kJ/kg;

Q_L' : 经处理后的垃圾的低位热值, kJ/kg;

H : 干基氢元素含量, %;

$\theta_{\text{焚烧}}$: 需要被焚烧的垃圾量, t;

$\theta_{\text{总}}$: 垃圾总量, t;

$\theta_{\text{厨余垃圾}}$: 剩余垃圾量, t;

$\theta_{\text{可回收垃圾}}$: 除去塑料的可回收垃圾总量, t;

$A_{\text{设备成本}}$: 单位垃圾高压压榨所使用的设备成本, 元/t;

$A_{\text{扩建成本}}$: 单位垃圾预处理所需扩建垃圾转运站的扩建成本, 元/t;

$M_{\text{预处理成本}}$: 预处理所需成本, 元;

$P_{\text{员工工资}}$: 员工工资, 元。

(四) 模型建立

(1) 含水率计算模型

垃圾总含水率为其各组分的含水率的加权平均, 其各组分的权重为各组分湿基重量在样品总重中所占比例, 经处理后垃圾含水率公式如下:

$$\eta_i' = \frac{\theta_i'}{\theta_{\text{剩余垃圾}}} \times 100\%$$

$$\eta'_{(w)} = \sum_{i=1}^n \eta_{i(w)} \times \frac{\eta_i'}{100\%} \quad (2-9)$$

(2) 热值计算模型

利用垃圾湿基低位热值, 我们可以计算其高位热值, 进而计算出其干基热值, 详细计算公式如下:

$$Q_h = Q_L + 24.2 \left(\eta_{(w)} + 9H \times \frac{100\% - \eta_{(w)}}{100\%} \right) \quad (2-10)$$

$$Q_j = Q_h \times \frac{100\%}{100\% - \eta_{(w)}}$$

(3) 经过分类的垃圾的高位热值和低位热值计算模型

$$Q'_h = Q_j \div \frac{100\%}{100\% - \eta'_{(w)}}$$

$$Q'_L = Q'_h - 24.2 \left(\eta_{(w)} + 9H \times \frac{100\% - \eta_{(w)}}{100\%} \right) \quad (2-10)$$

(4) 经预处理垃圾改变量模型

模式三中，人工分拣和高压压榨后垃圾总量变化的情况：

$$\theta_{\text{焚烧}} = \left(\theta_{\text{总}} - \theta_{\text{厨余垃圾}} \times \eta_{\text{人工分拣}} - \theta_{\text{可回收垃圾}} \times \eta_{\text{回收}} \right) \times (1 - \eta_{\text{压缩减量}})$$

(5) 预处理成本模型

预处理成本为：

$$M_{\text{预处理成本}} = (A_{\text{设备成本}} + A_{\text{扩建成本}}) \times \theta_{\text{总}} + P_{\text{员工工资}}$$

2.2.4 城市生活垃圾焚烧成本模型

(一) 核算边界及模型说明

焚烧过程核算边界从指定车辆将垃圾卸在卸料平台开始，经过焚烧炉焚烧，排放烟气，烟气对环境的污染及对人体伤害，最后灰渣被装入指定车辆运往填埋场。

焚烧成本包括，焚烧厂建设成本、政府给予的垃圾补贴费、焚烧发电产生的电费收益、政府的电费补贴、厂用电率及线损、设备折旧费、每年维修费。

焚烧的模型中还包括对二噁英的风险评估，建立模型计算二噁英致癌风险，检测二噁英的排放是否会对人体健康产生危害。

基于以上的情况，我们将建立焚烧模型

(二) 模型假设

(1) 假设焚烧过程中，垃圾中可燃物均完全燃烧。

(2) 预热风均匀的作用于每一单位垃圾上。

(三) 符号约定

m_{air} : 空气质量, kg;

T_{preair} : 空气初始温度, °C;

- T_{air} : 空气经过垃圾后的温度, $^{\circ}\text{C}$;
 M_{air} : 空气的摩尔质量, kg/kmol ;
 $C_{V,\text{air}}$: 空气的摩尔定容热容, $\text{J}/(\text{mol}\cdot\text{K})$;
 $C_{p,\text{air}}$: 空气的摩尔定压热容, $\text{J}/(\text{mol}\cdot\text{K})$;
 γ : 空气的比热容比, 1.4;
 F_{air} : 空气流量, $\text{km}^3\text{N/h}$;
 ρ_{air} : 入炉空气密度, kg/m^3 ;
 V_{air} : 入炉空气量, m^3 ;
 Q_A : 水由初始温度升高到汽化温度吸热, kJ ;
 Q_B : 水汽化吸热, kJ ;
 m_{water} : 蒸发的水的质量, kg ;
 C_w : 液态水的比热容, $\text{kJ/kg}\cdot^{\circ}\text{C}$;
 T_1 : 水的初始温度, $^{\circ}\text{C}$;
 T_2 : 水的汽化温度, $^{\circ}\text{C}$;
 C_{wg} : 水的汽化潜热, kJ/kg ;
 V_0 : 理论需氧气量, m^3/kg ;
 V_a : 理论需空气量, m^3/kg ;
 V_a' : 实际需空气量, m^3/kg ;
 m : 过剩空气系数, %;
 H_1 : 垃圾的湿基低热值, kJ/kg ;
 C_{pg} : 废气在 T 及 $T_{\text{气}}$ 间的平均比热容, $\text{kJ}/(\text{kg}\cdot^{\circ}\text{C})$;
 $T_{\text{气}}$: 大气或助燃空气温度, $^{\circ}\text{C}$;
 T_g : 最终废气温度, $^{\circ}\text{C}$;
 V : 燃烧产生的废气体积, m^3 ;
 H_1 : 烟气带走的热量, kJ/kg ;
 C_g : 烟气平均等压比热, $\text{kJ}/(\text{m}^3\cdot^{\circ}\text{C})$;
 C_s : 水蒸气平均等压比热, $\text{kJ}/(\text{m}^3\cdot^{\circ}\text{C})$;
 H_2 : 焚烧灰带走的热量, kJ/kg ;
 a : 灰分的质量, kg ;

C_{as} : 焚烧灰的比热容, kcal/kg;

T_{as} : 焚烧灰出口温度, $^{\circ}\text{C}$;

$\eta_{\text{热效率}}$: 焚烧炉热损失与焚烧炉产生热量的比值;

H_3 : 炉壁散热损失, kJ;

h_c : 对流传热系数;

T_s : 炉外壁表面温度, K;

T_a : 环境温度, K;

F : 炉外壁面积, m^2 ;

ϵ : 炉外壁表面辐射率;

$Q_{\text{水蒸发吸热}}$: 水分蒸发吸热, kJ;

$Q_{\text{热损失}}$: 包括烟气带走热量、焚烧炉外壁散热和焚烧灰带走的热量, kJ;

$Q_{\text{对流换热损失}}$: 空气对流换热的热量交换, kJ;

$K_{\text{发电量}}$: 一年焚烧垃圾发电的总发电量, kwh;

$\mu_{\text{厂用电率和线损}}$: 用来维持发电厂和导线损失的电能损失占总发电量的百分比, %

$A_{\text{电价}}$: 每 kwh 电所获得的电费收益, 元/kwh;

$M_{\text{电费收益}}$: 通过发电所获得的总收益, 元;

$M_{\text{折旧费}}$: 焚烧厂设备的年折旧费, 元;

$M_{\text{设备成本}}$: 焚烧厂购买设备所用的总成本, 元;

$\eta_{\text{折旧率}}$: 设备的折旧率, %;

$\eta_{\text{预计维修费率}}$: 设备每年预计所用于维修的费用占设备总成本的百分比, %;

$M_{\text{维修费}}$: 维修费所需成本, 元;

$A_{\text{建设成本}}$: 建设垃圾焚烧厂总成本核算成每年的平均成本, 元/年;

$M_{\text{建设成本}}$: 建设垃圾焚烧厂总成本, 元;

$T_{\text{焚烧厂预计使用年限}}$: 焚烧厂预计使用年限, 年;

$M_{\text{垃圾补贴费}}$: 政府每年所需投入的垃圾补贴费用, 元;

$\theta_{\text{焚烧}}$: 所需焚烧的垃圾量, t;

$A_{\text{吨垃圾补贴}}$: 每吨垃圾政府的补贴, 元/t。

(四) 模型建立

(1) 空气对流热损失模型

预热的空气在风机的作用下，从炉排下部的风室穿过料层进入炉膛空气在料层内部流动，从风的温度变化考虑对流换热以简化涉及的物理过程。空气对流换热的热量 dQ 换热（单位为：J）为：

$$dQ_{air} = dm_{air} \frac{\int_{273+T_{air}}^{273+T_{preair}} \frac{C_{p,air}}{\gamma} dt}{M_{air}} \quad (2-13)$$

空气体积将由下述模型（3）焚烧产生烟气量计算模型中的实际所需空气量 V_{air} 给出，则空气质量为：

$$m_{air} = V_{air} \times \rho_{air}$$

（2）水分蒸发散热模型

城市固体废物中，存在在颗粒中的水分有三种形式：①以自由水的形式存在于颗粒空穴中；②以束缚水的形式被颗粒吸收在颗粒壁上；③以水蒸气的形式存在于颗粒中。第三种形式通常被忽略，因为其水分含量占总体水分含量极其小。水分的蒸发吸热主要包括三个阶段：①水由起始温度，吸热升温至汽化温度；②液态水全部汽化吸热③水蒸气随烟气排放造成的热量损失，此模型将针对前两个阶段进行模拟及计算，第三阶段的求解将包含在下个模型，即焚烧产生烟气及其热量损失计算模型中。

水由初始温度 T_1 升至汽化温度 T_2 所需热量为：

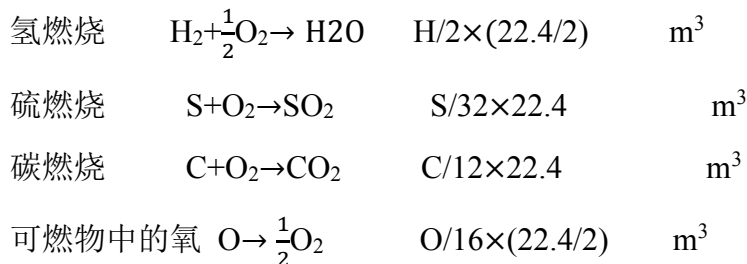
$$dQ_A = dm_{water} \times C_w \times (T_2 - T_1)$$

水汽化吸收热量为：

$$dQ_B = dm_{water} \times C_{wg}$$

（3）焚烧产生烟气及其热量损失计算模型

垃圾中含有以下几种元素：碳 C（kg）、氢 H（kg）、氧 O（kg）、硫 S（kg）、氮 N（kg）和水分 W（kg），则垃圾焚烧可由下列主要反应进行：



1. 理论需氧量

燃烧时理论需氧量可表达如下：

①以体积表示

$$V_0 = 22.4 \left(\frac{C}{12} + \frac{H}{4} + \frac{S}{32} - \frac{O}{32} \right) = \frac{22.4}{12} C + \frac{22.4}{4} \left(H - \frac{O}{8} \right) + \frac{22.4}{32} S \quad (m^3/kg)$$

2. 理论需空气量

空气中的氧含量若以体积计算为 21%，若以质量计算为 23%，所以焚烧的理论需空气量为：

①以体积表示

$$V_a = \frac{1}{0.21} \left[1.867C + 5.6 \times \left(H - \frac{O}{8} \right) + 0.7S \right] \quad (m^3/kg)$$

3. 实际空气量

实际燃烧使用的空气量为

$$V'_a = mV_a$$

4. 烟气量

各组分体积如下：

$$V_{CO_2} = 22.4 \times \frac{C}{12} \quad (m^3/kg)$$

$$V_{H_2O} = 22.4 \times \left(\frac{H}{2} + \frac{W}{18} \right) \quad (m^3/kg)$$

$$V_{SO_2} = 22.4 \times \left(\frac{S}{32} \right) \quad (m^3/kg)$$

$$V_{O_2} = 0.21(m-1)V_a = 0.21V_a - V_0 \quad (m^3/kg)$$

$$V_{N_2} = 0.79mV_a + 22.4 \times \left(\frac{N}{28} \right) = 0.79V'_a + 22.4 \times \left(\frac{N}{28} \right) \quad (m^3/kg)$$

根据上述方程，总烟气量为：

$$V = V_{CO_2} + V_{SO_2} + V_{H_2O} + V_{O_2} + V_{N_2} = (m - 0.21)V_a + \frac{22.4}{12} \times \left(C + 6H + \frac{2}{3}W + \frac{3}{8}S + \frac{3}{7}N \right) \quad (m^3/kg)$$

总干烟气量为：

$$V_d = V_{CO_2} + V_{SO_2} + V_{O_2} + V_{N_2}$$

5. 烟气温度

理论烟气温度为

$$T_g = \frac{H_1}{VC_{pg}} + T_{\text{气}}$$

6. 焚烧系统热损失

烟气排放产生的热损失 H_s 为:

$$H_s = V_d \times C_g \times (T_g - T_{\text{气}}) + (V - V_d) \times C_g (T_g - T_{\text{气}})$$

焚烧灰造成的热损失 H_2 为:

$$H_2 = C_{as} (T_{as} - T_{\text{气}}) \quad (2-44)$$

由牛顿冷却定律, 炉壁热损失 H_3 为:

$$H_3 = \sum H_c \times (T_s - T_a) \times F + 4.88 \times \varepsilon \times \left[\left(\frac{T_s}{100} \right)^4 - \left(\frac{T_a}{100} \right)^4 \right] \times F$$

(4) 热效率计算模型

垃圾焚烧产生的热效率为:

$$\eta_{\text{热效率}} = \frac{Q_{\text{垃圾热值}} \times \theta_{\text{需焚烧垃圾量}} - Q_{\text{对流换热损失}} - Q_{\text{水蒸发吸热}} - Q_{\text{热损失}}}{Q_{\text{垃圾热值}} \times \theta_{\text{需焚烧垃圾量}}} \quad (2-46)$$

(5) 发电量收益计算模型

垃圾的发电总量为:

$$K_{\text{发电量}} = (Q_{\text{垃圾热值}} \times \theta_{\text{焚烧}} + Q_{\text{对流换热损失}}) \times \eta_{\text{热效率}} \times 0.2778 \times 20\% \times (1 - \mu_{\text{厂用电率和线损}})$$

垃圾发电获得的收益为:

$$M_{\text{电费收益}} = A_{\text{电价}} \times K_{\text{发电量}}$$

(6) 固定资产成本计算模型

1. 折旧费:

$$M_{\text{折旧费}} = M_{\text{设备成本}} \times \eta_{\text{折旧率}}$$

2. 维修费:

$$M_{\text{维修费}} = M_{\text{设备成本}} \times \eta_{\text{预计维修费率}}$$

3. 焚烧厂建设成本:

$$A_{\text{建设成本}} = \frac{M_{\text{建设成本}}}{T_{\text{焚烧厂预计使用年限}}}$$

(7) 政府财政政策

垃圾焚烧补贴:

$$M_{\text{垃圾补贴费}} = \theta_{\text{焚烧}} \times A_{\text{吨垃圾补贴}}$$

(8) 二噁英对人体健康损失成本模型

垃圾焚烧过程中排放的烟气中包含于多污染物,如一氧化碳、二氧化硫、二噁英等。其中,危害最严重的是二噁英污染。二噁英系一类剧毒物质,其毒性相当于人们熟知的剧毒物质氰化物的 130 倍、砒霜的 900 倍。它不仅对人体的生殖系统、免疫系统、神经系统等有极大的危害,还会对生态系统的平衡造成极大的损害。

垃圾焚烧过程中产生二噁英的生成机制主要有三方面:垃圾成分、炉内形成及炉外低温再合成。

二噁英的化学性质比较稳定,可以长期存在于空气中,还可通过沉降进入土壤、水体。因此人类摄取二噁英的途径主要有空气吸收,土壤接触,食物摄取和皮肤接触。我们将从以上四个方面对二噁英排放的健康损失进行评估。

杨杰等人运用蒙特卡洛方法对二噁英的健康风险进行评估,我们通过借鉴他们的评估方式,并加以改进,把人体体重参数设定为服从均匀分布 $\text{uniform}(60,80)$,对垃圾焚烧产生的二噁英进行风险评估。模型的具体过程如下。

空气中二噁英质量浓度方程^[14, 15]:

$$C_{\text{空气}} = \frac{2Q\sigma_z}{\pi e v H^2 \sigma_y}$$

式中, $C_{\text{空气}}$ 为地面空气中二噁英的最大质量浓度, pg/m^3 ; Q 为二噁英的毒性当量排放速率, ng/s ; v 为烟囱出口处风速, m/s ; H 为烟囱的有效高度, m ; σ_y 为水平扩散参数, y 方向的标准差; σ_z 为垂直扩散参数, z 方向的标准差, m ; e 为常数, 数值为 2.718。

土壤中二噁英质量比方程^[14, 15]:

$$C_{\text{土壤}} = \frac{D[1 - \exp(-KT)]}{ZKB}$$

式中, $C_{\text{土壤}}$ 为土壤中二噁英的质量比, ng/kg ; D 为沉降通量, $\text{pg TEQ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; K 为二噁英土壤流失量, a^{-1} ; T 为暴露时间, a ; Z 为土壤混合深度, cm ; B 为土壤质量密度, g/cm^3 。

人体摄入二噁英总量方程为

$$I_{\text{总}} = I_{\text{土壤}} + I_{\text{空气}} + I_{\text{皮肤}} + I_{\text{食物}}$$

其中:

$$I_{\text{土壤}} = \frac{C_{\text{土壤}} R_{\text{土壤}} F_{\text{土壤}} EF}{AW}$$

$I_{\text{土壤}}$ 为人体从土壤中摄入的二噁英量, $\text{ng}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; $C_{\text{土壤}}$ 为土壤中二噁英的质量比, 通过上面的公式计算, ng/kg ; $R_{\text{土壤}}$ 为摄入土壤量, mg/d ; $F_{\text{土壤}}$ 为摄入土壤的吸收因子, 无量纲; E 为暴露时间, a ; F 为年暴露频率, d/a ; A 为平均作用时间, d ; W 为人的体重, kg 。[13]

$$I_{\text{空气}} = \frac{C_{\text{空气}} VF_{\text{空气}} EF}{AW}$$

$I_{\text{空气}}$ 为人体从空气中摄入的二噁英量, $\text{ng}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; $C_{\text{空气}}$ 为空气中二噁英的质量浓度, pg/m^3 ; $F_{\text{空气}}$ 为吸入空气的吸收因子, 无量纲; V 为每天吸入空气量, m^3/d 。[13]

$$I_{\text{皮肤}} = \frac{C_{\text{土壤}} SCA_{\text{皮肤}} F_{\text{皮肤}} EF}{AW}$$

$I_{\text{皮肤}}$ 为人体通过皮肤摄入的二噁英量, $\text{ng}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; $C_{\text{土壤}}$ 为土壤中二噁英的质量浓度, ng/kg ; $F_{\text{皮肤}}$ 为皮肤吸收因子, 无量纲; C 为土壤和皮肤接触时间, h/d ; $A_{\text{皮肤}}$ 为土壤对皮肤的吸附因子, mg/cm^3 ; S 为暴露面积, cm^2 。[13]

$$I_{\text{食物}} = \frac{\sum C_{\text{食物}} R_{\text{食物}} F_{\text{食物}} EF \times 10\%}{AW}$$

$I_{\text{食物}}$ 为人体从食物中摄入的二噁英量, $\text{ng}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; $C_{\text{食物}}$ 为食物中二噁英的质量浓度, pg/g ; $R_{\text{食物}}$ 为食物消耗量, g/d ; $F_{\text{食物}}$ 为摄入食物的吸收因子, 无量纲。[13]

致癌风险计算式为:

$$R_{\text{致癌}} = IP$$

I 为每日二噁英摄入量, $\text{ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$; P 为致癌因子, $\text{kg}\cdot\text{d}/\text{ng}$, 服从均匀分布 $\text{uniform}(0.034, 0.056)$ 。^[13]

(9) 焚烧垃圾总成本模型

焚烧产生的总成本为:

$$M_{\text{焚烧成本}} = M_{\text{固定资产成本}} + M_{\text{垃圾补贴费}} - M_{\text{电费收益}}$$

2.2.5 湿垃圾生物处理成本模型

(一) 核算边界及模型说明

湿垃圾生物处理成本模型用于核算被分拣出来的湿垃圾从到生物处理厂到被卖出整个过程的成本。该模型的核算边界是从湿垃圾卸于卸料平台, 经生物处理、堆肥化后, 作为肥料卖出的过程。该项成本的计算与湿垃圾总量、湿垃圾每吨处理成本、每吨垃圾所能产生的肥料以及每吨肥料的售价有关。

(二) 模型假设

我们假设分类后的厨余垃圾均被生物处理, 制成肥料。

(三) 符号约定

$M_{\text{生物处理}}$: 湿垃圾生物处理的成本, 元;

$A_{\text{吨处理成本}}$: 处理每吨湿垃圾所产生的成本, 元/吨;

$A_{\text{肥料售价}}$: 肥料的售价, 元;

$\theta_{\text{湿垃圾量}}$: 湿垃圾总量, 吨;

$U_{\text{吨垃圾产生肥料}}$: 处理每吨湿垃圾所产生的肥料量, $\text{kg}/\text{吨}$

(四) 模型建立

湿垃圾生物处理成本为:

$$M_{\text{生物处理}} = A_{\text{吨处理成本}} \times \theta_{\text{湿垃圾量}} - U_{\text{吨垃圾产生肥料}} \times \theta_{\text{湿垃圾量}} \times A_{\text{肥料售价}}$$

2.2.6 填埋处理成本

(一) 核算边界及模型说明

垃圾填埋处理成本用于核算用于垃圾填埋的投资成本, 以及用于填埋的土地资源效益, 也即由于填埋垃圾而迫使其他经济活动放弃的土地机会成本, 还有由于填埋对环境的污染产生的环境成本。该模型的核算边界为从垃圾被卸在垃圾填

埋场到彻底分解。该项成本与需要进行填埋处理的垃圾总量、土地机会成本、每吨垃圾填埋所需的投资成本几项参数有关。对于填埋所产生的环境成本，我们考虑由于垃圾渗滤液的扩散，导致垃圾填埋场周围的土地收到污染，必须要进行渗滤液处理而产生的成本。

（二） 模型假设

假设污染物在土壤中是沿球形扩散。

（三） 符号约定

$M_{\text{填埋成本}}$ ：垃圾填埋处理的成本，元；

$\theta_{\text{填埋}}$ ：需要进行填埋处理的垃圾总量，吨；

$A_{\text{土地机会成本}}$ ：单位面积土地的机会成本，元/ m^2 ；

$A_{\text{吨垃圾填埋投资成本}}$ ：每吨垃圾填埋所需的投资成本，元；

$T_{\text{堆填密度}}$ ：填埋场内垃圾堆填密度， t/m^3 。

$H_{\text{填埋}}$ ：填埋高度，m；

Q ：物质改变量，kg；

Q_1 ：通过截面 A 进入 D 的物质质量，kg；

Q_2 ：通过有机物分解进入 D 内的物质质量，kg；

ρ ：渗滤液降解速度， $\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{年}$ ；

R_0 ：填埋场半径，m；

R ：扩散最远处的半径，m；

$A_{\text{处理成本}}$ ：处理单位质量污染物所需成本，元/kg；

$M_{\text{处理成本}}$ ：处理渗滤液而产生的成本，元。

（四） 模型建立

（1） 垃圾填埋直接成本模型

垃圾填埋所需的技术成本：

$$M_{\text{填埋成本}} = A_{\text{吨垃圾填埋投资成本}} \times \theta_{\text{填埋}} + \theta_{\text{填埋}} \div T_{\text{堆填密度}} \div H_{\text{填埋}} \times A_{\text{土地机会成本}}$$

（2） 垃圾填埋渗滤液产生环境成本模型

在垃圾填埋的过程中，对环境最大的影响问题就是由于填埋的有机物分解产生的渗滤液对土壤的污染。我们将对土壤渗滤液扩散建立模型并求解，再根据土壤渗滤液对土壤的危害进行量化评估。

首先我们已知当垃圾渗滤液在土壤中的浓度有差异时,就会从高浓度处向低浓度处扩散。

我们假设一个污染物,它在 (x, y, z) 三维空间中占据 D 区域,且边界面为 Γ ,区域内各点 (x, y, z) 在某时刻 t 时污染物的浓度为 $u(x, y, z, t)$ 。

在区域 D 内任取一微元 dV ,在 t_1 时刻,其浓度为 $u(x, y, z, t_1)$,在 t_2 时刻浓度为 $u(x, y, z, t_2)$,则导致 t_1 到 t_2 浓度改变的所需物质的量为 $[u(x, y, z, t_2) - u(x, y, z, t_1)]dV$,则区域 D 内的浓度改变所需物质为:

$$Q = \iiint_D [u(x, y, z, t_2) - u(x, y, z, t_1)]dV = \int_{t_1}^{t_2} \left(\iiint_D \frac{\partial u}{\partial t} dV \right) dt$$

通过截面 A 进入 D 内的物质为

$$Q_1 = \int_{t_1}^{t_2} \left(\iint_A k \frac{\partial u}{\partial n} dS \right) dt$$

由于有机物降解产生垃圾渗滤液,在单位时间内从单位体积有机物产生的物质假设为 $Q(x, y, z, t)$,则 t_1 到 t_2 时间内,向 D 区域内提供的物质为:

$$Q_2 = \int_{t_1}^{t_2} \{ [Q(x, y, z, t)]dV \} dt$$

扩散的边界条件:

$$\rho = \frac{\partial u}{\partial t}$$

处理土壤中渗滤液产生的成本为:

$$M_{\text{处理成本}} = \iiint_V A_{\text{处理成本}} \times u(x, y, z) dV$$

2.3 本章小结

在本章中,我们已经针对深圳市垃圾处理各步骤进行了成本分析,并建立了相关模型,以及各成本计算相关的子模型。在研究中,我们重点针对了焚烧处理单元与填埋处理单元进行了深入的剖析,主要是针对焚烧过程中产生的二噁英对人体健康是否构成损害进行了评估,以及针对垃圾填埋产生的渗滤液在土壤中扩散而导致的土壤污染环境成本进行了量化。

在下一章中，我们将对研究中模型计算所需的参数进行设定，对计算中存在的假设进行说明，以及对模型计算过程的简要说明。同时，我们也将对二噁英是否对人体健康造成损害进行详细的模拟与计算。

第三章 模型的参数设定及预处理

在上一章中，我们对深圳市城市生活垃圾处理各单元成本进行了模型建立，并重点针对焚烧处理单元与填埋单元进行了深度剖析。但在模型求解的过程中，一些重要参数的设定、关于模型的假设以及对于模型中数据进行的预处理是十分重要的，因此在这一章中，我们将根据深圳市实际情况以及文献资料，对各模型建立时的参数进行设定，并对垃圾处理一些子单元成本进行初步的数值运算，对模型进行合理假设，对数据进行预处理。更重要的是，我们将在本章中对垃圾填埋处理所产生的渗滤液在土壤中的扩散模型中相关计算步骤进行了详细解释；另一方面，通过蒙特卡洛模拟，针对目前关注最多的城市生活垃圾焚烧产生二噁英的环境污染问题，对焚烧产生的二噁英致癌风险进行计算。这些都为深圳市城市生活垃圾总成本的计算奠定基础。

3.1 城市生活垃圾收集成本模型

根据深圳市调查评估，我们假设当期（2009-2014 年）居民参与率为 80%，远期（到 2025 年）可达到 100%；厨余垃圾分拣率当期为 70%；远期可达到 100%；可回收垃圾回收率当期为 20%，远期可达为 70%。而且由 2015 到 2025 年，居民参与率、厨余垃圾分拣率、可回收垃圾回收率在十年间增长为均匀线性增长。

针对模式一（混合收集+全量焚烧+灰渣填埋+中心城区垃圾全量转运）可视其为 0。

针对模式二（源头分类收集+湿垃圾生物处理+干垃圾焚烧+中心城区干垃圾转运），我们将收集成本设定为政府所需付出的分类补贴与分类后所得回收收益的差额。

针对模式三（混合收集+末端分类+湿垃圾生物处理+干垃圾焚烧+中心城区干垃圾转运），我们将收集成本设定为人工分拣后所得回收收益。

根据深圳市政府所公布的政策，对于源头分类，分类出的垃圾每吨 423 元。

可回收垃圾组分及其单位质量回收可得的收益如表 3-1：

项目	废品价格（元/t）
纸类	800
塑料	500
纺织品	700
玻璃	300
金属类	2500

表 3-1 可回收垃圾组分及单位回收收益

3.2 城市生活垃圾转运成本模型

根据深圳市资料，我们可以做出如下调整：

对于分类收集运输，与混合收集相比，假定分类收集垃圾桶的布设密度提高 1/2，则以 180%作为系数对运营费进行调整。

通过代入模型可得：

- （1）混合收集单位质量垃圾的转运成本为 67.5 元；
- （2）源头分类单位质量垃圾的转运成本为 121.5 元；

3.3 城市生活垃圾预处理成本模型

为了简化计算，我们假设在全样品中氢元素含量为 3%。

对于模式一和模式二，垃圾将直接从转运站运往垃圾处理厂，则可将其预处理成本作为 0 处理。

对于模式三，因为需要将垃圾在转运站进行高压压缩和人工分选，则会产生相应的设备成本及人工成本。

根据深圳市垃圾转运站分布图可知，深圳市共有 136 座垃圾转运站。参考深圳市社会调查可知，平均一个垃圾转运站需要 20 个环卫工人，每个环卫工人 2009 年每月平均工资为 1808 元，考虑到由于我国通货膨胀，而导致的工人工资的 increase，假设每年月平均工资上涨 2.5%。

根据调查数据单位垃圾压缩处理成本，为 30 元/t。由于增加了预处理过程，转运站将会扩建，查阅资料可知，增加的转运站的固定成本可设定为 50 元/t。

在模式三中，经过预处理后，可回收垃圾中塑料无法从垃圾中分离，将继续被送往焚烧，我们假设湿垃圾分拣率为 100%，可回收垃圾回收率为 70%。

3.4 城市生活垃圾焚烧成本模型

(1) 空气对流换热模型

结合实际情况，认为预热的空气温度为 500℃，经过垃圾的风的温度降为 100℃。入炉空气摩尔质量为 28.97kg/kmol，密度为 1.29 kg/m³

根据空气的比热容-温度关系式：

$$C_{p,air}=28.11+0.1967\times 10^{-2}t+0.4802\times 10^{-5}t^2-1.966\times 10^{-9}t^3$$

代入模型计算即可。

(2) 水分蒸发吸热模型

水的比热容为 4.2kJ/kg·℃。在焚烧炉内，水的蒸发潜热约为 1978kJ/kg，且汽化温度为 100℃。

(3) 焚烧产生烟气及其热量损失计算模型

根据文献，过剩空气系数一般为 140%-190%，我们设定其为 170%。废气在 T_g 于 $T_{气}$ 之间的比热容 $C_{pg}\approx 1.254$ kJ/(kg·℃)；烟气平均等压比热 C_g 约为 1.45 kJ/(m³·℃)；水蒸汽平均等压比热 C_s 为 1.542 kJ/(m³·℃)；焚烧灰的比热容 C_{as} 为 0.3kcal/kg；

根据焚烧炉的参数，我们设定大气或助燃剂的温度为 400℃，假设焚烧灰出口温度 T_{as} 与烟气出口温度 T_g 相等，焚烧炉炉壁对流传热系数 h_c 为 15，炉外壁表面温度为 300℃，一年环境温度平均为 23℃；机械炉床式焚烧炉外壁面积 20m²，炉外壁表面辐射率为 0.3。

(4) 固定资产计算模型

根据公式：

$$\eta_{\text{折旧率}} = (1 - \text{残值}) / \text{预计使用年限}$$

残值按固定资产 10%计，以及设备的使用年限我们假设为 10 年，可以得到折旧率为 9%；

设备维修率为 3%；

垃圾场使用年限设定为 20 年；垃圾场设备的总固定成本为 1×10^8 元，建设垃圾场固定成本为 4×10^9 元。

（5）政府财政政策模型

根据深圳市政策，当期平均垃圾补贴设为 100 元/t，远期平均垃圾补贴=150 元/t。

（6）二噁英对人体健康损失成本模型

对土壤中二噁英质量比的计算，各参数的取值如表 3-2 所示，得出 0.5 ng/kg。

表 3-2 参数取值

参数	取值
K	0.06
T	70
Z	20
B	1.5
D	25

表 3-3 不同暴露途径计算式中参数的取值

参数	符号	类型	取值
摄入土壤量	$R_{\text{土壤}}$	对数正态分布	3.44 ± 0.80
摄入土壤的吸收因子	$F_{\text{土壤}}$	点值	40
通风量	V	对数正态分布	20 ± 2
吸入空气的吸收因子	$F_{\text{空气}}$	点值	0.100
土壤和皮肤接触时间	C	均匀分布	1~2
暴露皮肤面积	S	三角分布	1980(910~2940)
皮肤吸收因子	$A_{\text{皮肤}}$	三角分布	0.003(0~0.03)
土壤对皮肤吸附因子	$F_{\text{皮肤}}$	均匀分布	0.0075~0.0125
土壤中二噁英质量比	$C_{\text{土壤}}$	点值	0.50
空气中二噁英质量浓度	$C_{\text{空气}}$	点值	0.13
摄入食物的吸收因子	$F_{\text{食物}}$	点值	0.06
年暴露频率	F	三角分布	350(335~365)

暴露持续时间	E	点值	30
平均作用时间	A	点值	25550
体重	W	均匀分布	60~80

对于按点值分布的参数，我们直接将表 3-3 中的数据代入计算式中计算；对于按非点值分布的参数，我们用 matlab 软件进行蒙特卡洛模拟，按每种参数的分布形式对其进行 10000 次模拟，每个参数得到 10000 个数据，将各参数的 10000 个数据代入计算式中计算，得到四种暴露途径获取二噁英的量的频数分布，统计结果如 3-1。

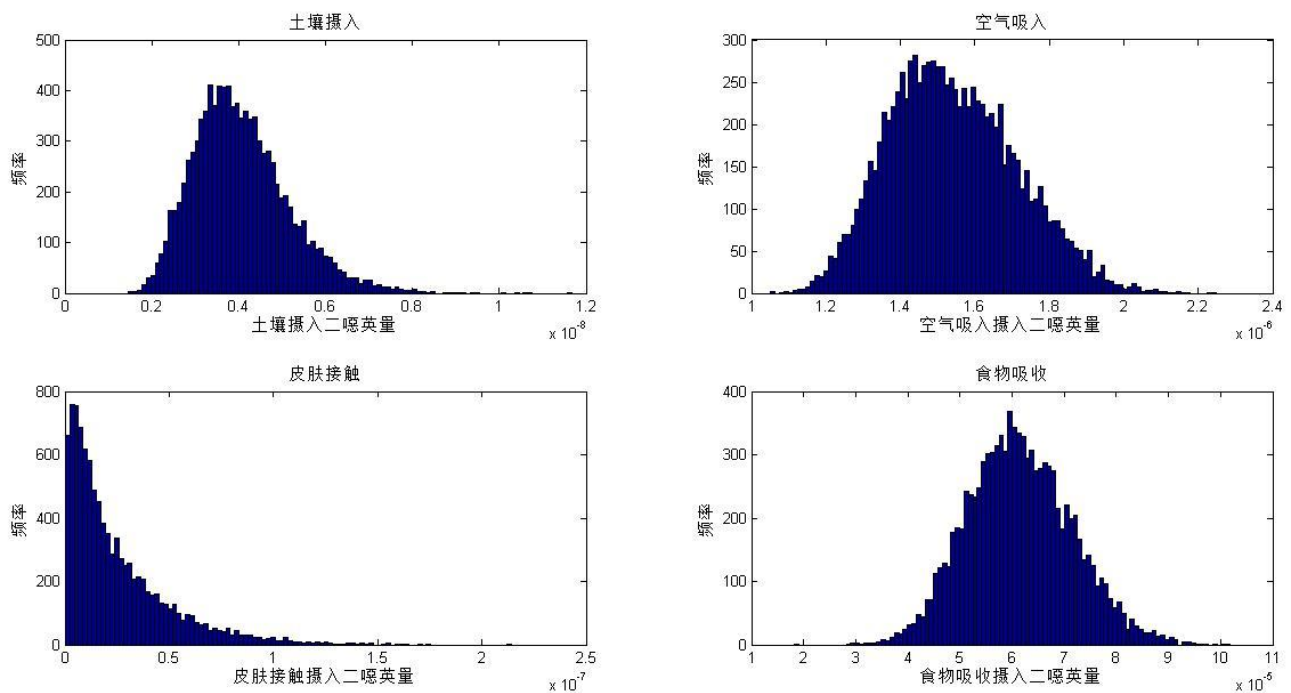


图 3-1 四种途径吸收二噁英频数分布

我们通过模拟四种途径吸收二噁英的频数分布图，取其峰值，则由统计结果可知，从食物中吸收摄入的二噁英最多，为 $6.36 \times 10^{-5} \text{ ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ ，其次是空气吸入，为 $1.538 \times 10^{-6} \text{ ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ ，从土壤中摄入的二噁英和皮肤接触的二噁英的量分别为 $3.56 \times 10^{-8} \text{ ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 和 $2.50 \times 10^{-9} \text{ ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。因此，二噁英的总摄入量 为 $6.52 \times 10^{-5} \text{ ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。

代入二噁英致癌风险计算公式：

$$R_{\text{致癌}} = IP$$

得出：

	土壤摄入	空气吸入	皮肤接触	食物摄入	总和
致癌风险	1.602 $\times 10^{-9}$	6.921 $\times 10^{-8}$	1.125 $\times 10^{-10}$	2.862 $\times 10^{-6}$	2.932 $\times 10^{-6}$

根据美国 EPA 推荐的可接受致癌风险为 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 。因此，我们可以认为垃圾焚烧厂排放的二噁英对周围环境的影响以及对周围居民健康的影响可以接受。因此二噁英产生的环境成本可忽略不计。

3.5 湿垃圾生物处理成本模型

根据文献资料显示，厨余垃圾集中处理时成本为 132.8 元/t。根据北京和广州对厨余垃圾处理的尝试，我们设 1 kg 厨余垃圾可以产生 0.6 kg 的肥料，深圳市肥料售价为 300 元/t。

对于模式三，由于垃圾中塑料无法完全从湿垃圾中去除，将会影响堆肥化效果，因此，我们假设模式三中，1kg 湿垃圾只能产生 0.5kg 的肥料。

3.6 城市生活垃圾填埋成本模型

（1）垃圾填埋直接成本模型

填埋场内的垃圾堆填密度一般为 0.8 吨/立方米，平均填埋高度按 20 米计，填埋场的投资规模可按 20 元/立方米库容估算

土地资源效益表现为生活垃圾对土地资源的占用量，可采用土地机会成本乘以垃圾占地量得出。相对其他处理方式，填埋处理耗费的土地机会成本最多。由深圳市统计资料可知，2009 年填埋的土地机会成本为 61.1 元/t，也就是说 2009 年每多填埋 1 t 垃圾，则迫使其他经济活动放弃了 61.1 元的利益。另外，由于土地是长期占用的，还应当考虑土地增值和贴现问题，假设土地增值和贴现率共计为 8%，则 2009 年填埋的 1 t 垃圾在 2015 年浪费的土地资源效益为 97.0 元，2025 年则为 209.4 元。

(2) 垃圾填埋产生的环境成本模型

为方便计算，我们将所有垃圾填埋场所占面积作为一个整体计算。由物质守恒原理：

$$Q = Q_1 + Q_2$$

可得

$$\int_{t_1}^{t_2} \left(\iiint \frac{\partial u}{\partial t} dV \right) dt = \int_{t_1}^{t_2} \left(\iint_A k \frac{\partial u}{\partial n} dS \right) dt + \int_{t_1}^{t_2} \{ [Q(x, y, z, t)] dV \} dt$$

整理上式得

$$\begin{aligned} \int_{t_1}^{t_2} \left(\iiint \frac{\partial u}{\partial t} dV \right) dt \\ = \int_{t_1}^{t_2} \left\langle \iiint_D \left\{ \frac{\partial k}{\partial t} \left[\left(\frac{\partial u}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial u}{\partial y} \right)^2 + \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 \right] \right. \right. \\ \left. \left. + k \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) \right\} dV \right\rangle dt + \int_{t_1}^{t_2} \{ [Q(x, y, z, t)] dV \} dt \end{aligned}$$

化简可得：

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \frac{\partial k}{\partial t} \left[\left(\frac{\partial u}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial u}{\partial y} \right)^2 + \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 \right] + k \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) + Q(x, y, z, t)$$

通过计算 $\frac{\partial u}{\partial t} = 0$ ，我们可以得到渗滤液污染土壤的最大半径。

3.7 本章小结

在本章中，我们已经对各个模式下，深圳市垃圾处理各单元成本模型计算中所需参数进行了设定，同时也对计算过程中用到的假设也进行了说明，而且我们对垃圾填埋处理所产生的渗滤液在土壤中的扩散模型中相关计算步骤也进行了详细的解释。重要的是，针对目前关注最多的城市生活垃圾焚烧产生二噁英的环境污染问题，我们也得到了准确的结果：研究中，本文通过蒙特卡洛模拟，得到了二噁英的致癌风险为 2.932×10^{-6} ，本文将结果与美国 EPA 提供的标准（二噁英可接受的致癌风险为 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ ）进行比对，发现深圳市垃圾焚烧排放的二噁英致癌风险可接受，因此，垃圾焚烧所产生的二噁英的环境成本可忽略不计。

在下一章中，我们将给出本文运行模型所得到的深圳市当期（2009~2014）垃圾处理社会总成本、各垃圾处理模式下各单元成本以及各模型的子模型运行的结果，并作出详细的分析。

第四章 深圳市当期各模式垃圾总成本分析

在上一章中，我们对城市生活垃圾处理各模型进行了重要参数设定以及一些模型的数值预处理。在本章中，我们在附件 1 中介绍的深圳市城市生活垃圾处理的三种模式的构架下，对当期（2009—2014）深圳市垃圾各单元成本进行模型的求解，并对深圳市的三种城市垃圾处理模式社会总成本进行计算，并特别针对焚烧过程中产生的二噁英对人体健康是否构成损害进行了评估，以及针对垃圾填埋产生的渗滤液在土壤中扩散而导致的土壤污染环境成本进行了量化。此外，本文根据模型求解的计算结果，对比三个模式各自的优势及弊端，进行分析，得出初步结论。

4.1 总成本组成单元说明

深圳市垃圾处理由以下六个处理单元组成：收集单元、转运单元、预处理单元、焚烧单元、生物处理单元、填埋单元。在以下的内容中，我们将通过对当期（2009—2014）深圳市垃圾各单元成本进行求解，对比三个模式各自的优势及弊端，进行分析。

4.2 深圳市 2000 年-2014 年城市生活垃圾产生量

为了对深圳市城市生活垃圾当期产生量进行准确的统计及对深圳市城市生活垃圾未来十年产生量进行正确的估算预测，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，统计得到深圳市 2000 年-2014 年城市生活垃圾产生量，如下表 4-1 所示：

表 4-1 深圳市 2000 年-2014 年城市生活垃圾产生量统计表

年份	垃圾产生量（万吨）
2000	202.00
2001	219.00
2002	221.00
2003	325.00
2004	347.00

2005	333.00
2006	360.00
2007	407.00
2008	441.00
2009	476.00
2010	479.00
2011	482.00
2012	490.00
2013	522.00
2014	541.00

4.3 深圳市城市生活垃圾处理模式一各单元当期成本计算

根据附件1中文献显示，深圳市的城市现状以及城市生活垃圾处理技术，垃圾分类收集在深圳市的推行还需要一个相对较长的过程，且其间还可能出现反复。因此，在判断混合收集还将长期存在并将作为主要收集方式的前提下，结合深圳市土地资源紧张的现实条件，确定采用焚烧作为最主要的垃圾处理方式，卫生填埋场仅作为焚烧灰渣和飞灰的处置场所，而不允许原生垃圾进入卫生填埋场。

根据上述阐述，深圳市城市生活垃圾处理模式一可以总结为：混合收集+全量焚烧+灰渣填埋+中心城区垃圾全量转运。

我们将在此节对垃圾处理模式一的当期社会总成本进行描述及分析。

4.3.1 城市生活垃圾混合收集单元成本计算

由本文 3.1 节所建立的针对城市生活垃圾收集模型的数值模拟，由于混合收集没有经过源头分类的过程，所以本文将不再计算混合收集所产生的成本。

4.3.2 城市生活垃圾转运模型的求解及当期成本计算

（一）数据处理

为了准确对中心城区垃圾全量转运成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，对本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 4-2 模式一深圳市城市生活垃圾转运成本（当期）

年份	垃圾产生量（万吨）	转运成本（万元）
2009	476	32130
2010	479	32333
2011	482	32535
2012	490	33075
2013	522	35235
2014	541	36518

（二）数据分析

由本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型，城市生活垃圾转运成本与垃圾总量和垃圾运距两项参数有关，按运输距离划分，具体可以分为：运距为 10 公里以内垃圾总量、运距在 10-20 公里内的垃圾总量、运距大于 20 公里的垃圾总量；大于 10 公里小于等于 20 公里的路程、大于 20 公里的路程。根据本文 3.2 节所建立的针对城市生活垃圾转运成本模型的数值分析。混合收集单位质量垃圾的转运成本为 67.5 元。

由表中数据可知，2009 年-2014 年垃圾产生量呈逐年上升的趋势，转运成本也随之逐年上升。

4.3.3 城市生活垃圾焚烧单元成本计算

（一）空气对流热损失模型

1. 数据处理

垃圾处理模式一采用垃圾全量焚烧的处理方法。利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的空气对流热损失模型，处理数据得下表：

年份	空气对流换热（kJ/年）
2009	8.97×10^{12}
2010	9.03×10^{12}
2011	9.08×10^{12}
2012	9.23×10^{12}
2013	9.84×10^{12}

2014	1.02×10^{13}
------	-----------------------

表 4-3 模式一垃圾焚烧炉对流换热

2. 数据分析

由本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的空气对流热损失模型，空气对流交换热与空气质量、空气初始温度、空气经过垃圾后的温度等参数有关。空气对流交换热的结果直接作用于燃烧产热的结果，从而影响焚烧总成本的计算。

根据本文 3.4 节所建立的关于城市生活垃圾焚烧成本模型的数据模拟，认为预热的空气温度为 500°C ，经过垃圾的风的温度降为 100°C ；根据空气的比热容-温度关系式： $C_{p,\text{air}}=28.11+0.1967 \times 10^{-2}t+0.4802 \times 10^{-5}t^2-1.966 \times 10^{-9}t^3$ 。由此可见，与空气对流交换热直接相关的参数是空气质量，该项参数与入炉空气量（体积）以及入炉空气密度（约为 1.29 kg/m^3 ）有关。根据本文 2.5 节所建立的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，焚烧所需入炉空气量与垃圾产生量有直接关系。在 2009 年-2014 年期间，垃圾产生量逐年递增。

由表中数据可以看出，在 2009 年-2014 年期间，空气对流交换热呈逐年递增的趋势。空气对流交换热的计算结果将被运用于后文介绍的燃烧产热的计算，我们将在后文详细解读。

（二）水分蒸发散热模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的水分蒸发散热模型，处理数据得下表：

表 4-4 模式一垃圾含水率及焚烧过程中水分蒸发热损失

年份	垃圾产生量（万吨）	总含水率%	水蒸发热损失(kJ/年)
2009	476	49.03	5.40×10^{12}
2010	479	57.26	6.35×10^{12}
2011	482	58.52	6.53×10^{12}
2012	490	62.08	7.04×10^{12}

2013	522	63.41	7.66×10^{12}
2014	541	57.32	7.18×10^{12}

2. 数据分析

由本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的水分蒸发散热模型，水分的蒸发热损失主要包括三个阶段：1 水由起始温度，吸热升温至汽化温度；2 液态水全部汽化吸热；3 水蒸气随烟气排放造成的热量损失，此模型将针对前两个阶段进行模拟及计算，第三阶段的求解将包含在下个模型，即焚烧产生烟气及其热量损失计算模型中。由此可知，水分蒸发散热与蒸发的水的质量、水的初始温度、水的气化温度。根据本文 3.4 节所建立的深圳市城市生活垃圾焚烧模型数值模拟，水的比热容为 $4.2 \text{kJ/kg} \cdot ^\circ\text{C}$ 。在焚烧炉内，水的蒸发潜热约为 1978kJ/kg ，且汽化温度为 100°C 。由此可见，水分蒸发热损失的主要影响因素是蒸发的水的质量，该参数与城市垃圾产生量以及城市垃圾总含水率有直接关系。水分蒸发散热的结果直接作用于燃烧产热的结果，从而影响焚烧总成本的计算。

由表中数据可知，在 2009 年-2014 年期间，水蒸发热损失逐年递增，但在 2014 年呈下降趋势。其主要原因是：虽然 2013 年垃圾产生量小于 2014 年，但其增长幅度小于 2013 年-2014 年垃圾含水率的降低，从而造成了水分蒸发热损失的降低。水蒸发热损失的计算结果将被运用于后文介绍的燃烧产热的计算，我们将在后文详细解读。

（三）焚烧产生烟气及其热量损失计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，处理数据得焚烧产生烟气量，见下表：

表 4-5 模式一垃圾焚烧产生烟气量

年份	总烟气量 (m^3/kg)	总干烟气量 (m^3/kg)	烟气温度 ($^\circ\text{C}$)	烟气带走的热量 (kJ/kg)
2009	3.00×10^{10}	2.26×10^{10}	742.32	1.89×10^{13}
2010	3.07×10^{10}	2.27×10^{10}	855.01	2.28×10^{13}

2011	3.10×10^{10}	2.29×10^{10}	764.54	2.02×10^{13}
2012	3.17×10^{10}	2.33×10^{10}	800.64	2.18×10^{13}
2013	3.39×10^{10}	2.48×10^{10}	646.83	1.82×10^{13}
2014	3.47×10^{10}	2.57×10^{10}	790.10	2.35×10^{13}

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型, 处理数据得焚烧的热量损失, 见下表:

表 4-6 模式一焚烧中热损失

年份	烟气带走的热量 (kJ/kg)	焚烧灰热损 (kJ/kg)	炉壁热损失(kJ/kg)	热损失 (kJ/kg)
2009	1.89×10^{13}	2.69×10^{11}	3.55×10^9	2.45×10^{13}
2010	2.28×10^{13}	3.38×10^{11}	3.55×10^9	2.93×10^{13}
2011	2.02×10^{13}	3.59×10^{11}	3.55×10^9	2.70×10^{13}
2012	2.18×10^{13}	3.87×10^{11}	3.55×10^9	2.91×10^{13}
2013	1.82×10^{13}	2.29×10^{11}	3.55×10^9	2.52×10^{13}
2014	2.35×10^{13}	3.35×10^{11}	3.55×10^9	3.09×10^{13}

2. 数据分析

由本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型, 焚烧产生的烟气量为 V_{CO_2} 、 V_{SO_2} 、 V_{H_2O} 、 V_{O_2} 、 V_{N_2} 的加和, 干烟气量为 V_{CO_2} 、 V_{SO_2} 、 V_{O_2} 、 V_{N_2} 的加和, 烟气量与干烟气量的体积与城市生活垃圾产生量直接相关。在 2009 年-2014 年期间, 深圳市城市生活垃圾产生量逐年递增。由表中数据可以看出, 城市生活垃圾焚烧所产生的烟气量与干烟气量呈逐年递增的趋势。

由本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型, 城市生活垃圾焚烧的热损失是烟气带走的热量、焚烧灰热损失、炉壁热损失三项数据的加和。其中,

①烟气带走的热量

烟气带走的热量与烟气初始温度和湿基低位热值呈正相关，根据数值模拟，烟气初始温度为一固定值，则烟气带走热量的主要决定因素是湿基低位热值。

④ 焚烧灰热损失

由模型建立和数值模拟可知，焚烧灰热损失的主要决定因素是最终废气温度，并与之呈正相关，该项参数的计算与理论烟气温度呈正相关，从而与湿基低位热值呈正相关。

⑤ 炉壁热损失

由模型建立可知，炉壁热损失的主要决定因素有炉外壁表面温度、环境温度、炉外壁表面积；由数值模拟，这几项参数均为固定值，则炉壁热损失为固定值。

这里介绍的关于热损失的计算将直接作用于焚烧热效率的结果，从而成为焚烧垃圾成本计算的主要决定因素之一。

（四）热效率计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的热效率计算模型，处理数据得热效率，见下表：

表 4-7 模式一焚烧产热、热损失及热效率

年份	热损失(kJ/kg)	燃烧产热 (kJ/kg)	水蒸发吸热 (kJ/kg)	空气对流换热 (kJ/年)	热效率
2009	2.45×10^{13}	3.32×10^{13}	5.40×10^{12}	8.97×10^{12}	26.16%
2010	2.93×10^{13}	3.81×10^{13}	6.35×10^{12}	9.03×10^{12}	23.04%
2011	2.70×10^{13}	3.49×10^{13}	6.53×10^{12}	9.08×10^{12}	22.73%
2012	2.91×10^{13}	3.71×10^{13}	7.04×10^{12}	9.23×10^{12}	21.54%
2013	2.52×10^{13}	3.31×10^{13}	7.66×10^{12}	9.84×10^{12}	23.66%
2014	3.09×10^{13}	4.02×10^{13}	7.18×10^{12}	1.02×10^{13}	23.24%

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型中的热效率计算模型，焚烧热效率是热损失、燃烧产热、水蒸发吸热、空气对流换热几项指标综合作用的结果。

④燃烧产热

在本文所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中，垃圾燃烧产热是垃圾焚烧产生热量与空气对流换热的加和结果，前者的值与垃圾湿基低位热值和需焚烧垃圾量（在模式一中即为垃圾产生量）呈正相关，后者前文已经加以计算，这里不再赘述。

由表中数据不难看出，空气对流换热在燃烧产热中所占比例达到了 25%左右，说明该项参数是垃圾焚烧热效率计算中不可忽视的一部分

⑤水蒸发吸热及热损失

在垃圾焚烧能够有效利用的热量计算中，水蒸发吸热及热损失所造成的热量消耗占了相当大的比重。其中，热损失的影响尤为明显，整个燃烧过程中热量占了垃圾焚烧产生热量的 73%之多。

⑥热效率

综合来看，垃圾焚烧的热效率在几项参数的影响下呈波动变化。

（五）发电量收益计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的发电量收益计算模型，处理数据得下表：

表 4-8 模式一发电量及发电收益

年份	热效率	发电量 (kwh)	发电收益(元)
2009	26.16%	4.19×10^8	2.73×10^8
2010	23.04%	4.25×10^8	2.76×10^8
2011	22.73%	3.84×10^8	2.49×10^8
2012	21.54%	3.86×10^8	2.51×10^8
2013	23.66%	3.78×10^8	2.46×10^8
2014	23.24%	4.52×10^8	2.94×10^8

2. 数据分析

由 2.5 节建立的城市生活垃圾焚烧模型，发电量与湿基低位热值和热效率呈正相关；发电量收益与发电量及每 kwh 电所获得的电费收益有关。

垃圾焚烧发电收益的计算将对后文垃圾焚烧成本的计算造成直接影响。

（六）固定资产成本计算模型

1. 数据处理

表 4-9 模式一焚烧处理固定成本

焚烧设备折旧成本（元）	设备维修成本（元）	垃圾场建设成本（元）
2.7×10^8	9.00×10^7	2×10^8

2. 数据分析

由本文 3.4 节所建立的针对城市生活垃圾焚烧的数值模拟， $\eta_{\text{折旧率}} = (1 - \text{残值}) / \text{预计使用年限}$ ，残值按固定资产 10% 计，以及设备的使用年限我们假设为 10 年，可以得到折旧率为 9%；设备维修率为 3%；垃圾场使用年限设定为 20 年。

（七）政府财政政策模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的政府财政政策模型，处理数据得下表：

表 4-10 政府焚烧补贴

年份	垃圾产生量（万吨）	焚烧补贴（元）
2009	476	4.76×10^8
2010	479	4.79×10^8
2011	482	4.82×10^8
2012	490	4.90×10^8
2013	522	5.22×10^8
2014	541	5.41×10^8

2. 数据分析

深圳市政府的垃圾焚烧补贴与需焚烧垃圾量和每吨垃圾的平均补贴呈正相关。由数值模拟可知，根据深圳市政策，当期平均垃圾补贴设为 100 元/t，所以垃圾焚烧补贴的唯一决定变量是需焚烧垃圾量，由于模式一采用垃圾全量焚烧的处理方式，需焚烧垃圾量即为深圳市城市生活垃圾总产生量，在 2009 年-2014 年期间，该值呈逐年上升的趋势，由表中数据不难看出，政府财政政策对垃圾焚烧的补贴也呈逐年递增的趋势。

（八）焚烧垃圾总成本模型

1. 数据处理

表 4-11 模式一焚烧处理总成本

年份	总成本（元）
2009	4.75×10^8
2010	4.79×10^8
2011	4.82×10^8
2012	4.90×10^8
2013	5.22×10^8
2014	5.41×10^8

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型，垃圾焚烧成本是由 $M_{\text{固定资产成本}}$ 、 $M_{\text{垃圾补贴费}}$ 、 $M_{\text{电费收益}}$ 、 $M_{\text{垃圾补贴费}}$ 、 $M_{\text{政府税收}}$ 、 $M_{\text{健康损失费}}$ 几项参数共同决定的。

4.3.4 城市生活垃圾填埋模型的求解及当期成本计算

（一）垃圾填埋直接成本模型

1. 数据处理

利用本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型以及对 2009 年-2014 年城市生活垃圾产生量的预测，对城市生活垃圾填埋直接成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 4-12 模式一填埋处理成本

年份	填埋面积 (m ²)	填埋投资成本 (元)	填埋土地机会成本(元)
2009	20855	8.34×10^6	1.27×10^6
2010	22244	8.90×10^6	1.47×10^6
2011	26872	1.07×10^7	1.92×10^6
2012	27501	1.10×10^7	2.12×10^6
2013	20847	8.34×10^6	1.73×10^6
2014	24142	9.66×10^6	2.17×10^6

2. 数据分析

由本文 2.7 节所建立的城市生活垃圾填埋模型，填埋投资成本和填埋机会成本均和需填埋垃圾量成正比，后者还与垃圾填埋面积成正比。由本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量可知，垃圾产生量呈逐年递增的趋势，则需填埋处理的垃圾也呈逐年递增的趋势，垃圾填埋面积也随之逐年递增。

由表中数据可以看出，2009-2014 年，深圳市城市生活垃圾填埋投资成本及填埋土地机会成本逐年递增。

(二) 垃圾填埋渗滤液产生环境成本模型

1. 数据处理

表 4-13 模式一填埋处理环境成本

年份	渗滤液污染半径 (m)	渗滤液总量 (m ³)	填埋产生的环境成本 (元)
2009	194	3.54×10^4	7.07×10^7
2010	196	3.68×10^4	7.36×10^7
2011	206	3.28×10^4	6.55×10^7
2012	209	4.18×10^4	8.36×10^7
2013	194	2.72×10^4	5.45×10^7
2014	198	3.97×10^4	7.95×10^7

2. 数据分析

由本文 2.7 节所建立的城市生活垃圾填埋模型，垃圾填埋产生的环境成本与处理单位质量垃圾渗滤液成本以及渗滤液总量呈正相关，而后者与城市生活垃圾

总产生量呈正相关。由此可以看出,为降低环境处理成本,有两个重要途径:(1)提高相关技术,防止渗滤液过分流出或降低垃圾渗滤液的处理成本;(2)降低城市垃圾总产生量。

4.3.5 深圳市城市生活垃圾处理模式一当期社会成本计算

根据上文对城市生活垃圾处理各单元成本的计算,深圳市城市生活垃圾按处理模式一进行处理在2009年-2014年期间的社会总成本如下表所示:

表4-14 模式一垃圾处理总社会成本

年份	总成本(元)
2009	1.73×10^9
2010	1.73×10^9
2011	1.76×10^9
2012	1.79×10^9
2013	1.81×10^9
2014	1.74×10^9

4.4 深圳市城市生活垃圾处理模式二各单元当期成本计算

随着城市生活垃圾产生量的日益增多,垃圾分类收集、分类处理已是欧美发达国家垃圾管理的发展方向。根据附件1中文献显示,城市生活垃圾分类收集虽然一时之间无法在深圳市全面普及,但始终是未来的发展方向。同时,湿垃圾(即厨余)掺杂在其他垃圾中一起焚烧处理,可能会因热值较低而提高二恶英产生的可能性。因此,在判断分类收集必然要实现的前提下,考虑在源头即将生活垃圾按干、湿两类进行分类收集(分质收集),其中的湿垃圾部分运往生物质处理厂采用堆肥、厌氧发酵、低温碳化等方式处理,干垃圾部分则运往垃圾焚烧厂进行焚烧处理。对于中心城区而言,湿垃圾可留在清水河环境园内处理,干垃圾则需通过大型转运站转运至白鸽湖环境园或东部环保电厂进行焚烧处理。

根据上述阐述,深圳市城市生活垃圾处理模式二可以总结为:源头分类收集+湿垃圾生物处理+干垃圾焚烧+中心城区干垃圾转运。

我们将在此节对垃圾处理模式二的当期社会总成本进行描述及分析。

4.4.1 城市生活垃圾源头分类单元成本计算

（一）数据处理

为了准确对城市生活垃圾源头分类单元成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，对本文 2.2 节所建立的城市生活垃圾分类收集成本模型进行求解，计算得出源头分类后所剩垃圾百分比、回收产生的收益以及深圳市政府对居民进行城市生活垃圾源头分类所给予的收集补贴，处理数据得下表：

表 4-15 模式二分类回收收益与收集补贴

年份	源头分类后所剩垃圾%	回收收益（元）	收集补贴（元）
2009	65.74	2.39×10^8	6.90×10^8
2010	73.57	2.09×10^8	5.36×10^8
2011	67.26	2.11×10^8	6.67×10^8
2012	61.89	2.13×10^8	7.90×10^8
2013	61.19	2.18×10^8	8.57×10^8
2014	61.23	2.25×10^8	8.87×10^8

（二）数据分析

1. 源头分类后所剩垃圾百分比

根据本文 2.2 节所建立的城市生活垃圾分类收集模型，源头分类后所剩垃圾是将可回收垃圾与厨余垃圾分离后的剩余垃圾，其百分比与源头分类居民参与率、厨余垃圾分拣率、可回收垃圾分拣率呈反比。又由本文 3.1 节建立的关于垃圾源头分类的数值模拟，在 2009 年-2014 年期间，垃圾源头分类居民参与率为 80%，厨余垃圾分拣率当期 70%，可回收垃圾回收率当期 20%，在当期收集成本计算中，这三个参数保持不变，唯一影响因素是厨余垃圾数量及可回收利用垃圾数量，这两者与深圳市城市垃圾产生量直接相关，由本文 4.2 节所介绍的深圳市城市生活垃圾当期产生量可知，垃圾产生量在 2009 年-2014 年期间逐年上升。

由表中数据可以看出，深圳市城市生活垃圾实行源头分类处理后，所剩垃圾的百分比呈现先升高再下降的趋势，虽然在部分年份略有波动，但总体呈下降趋势。

2. 回收收益

根据本文 2.2 节所建立的城市生活垃圾分类收集模型，回收收益与居民参与率、可回收垃圾分拣率等参数呈正相关。在 2009 年-2014 年期间，这两项参数不会发生变化（原因上文已经阐述，这里不再赘述），回收率的上升与城市生活垃圾中可回收利用的垃圾数量相关，由本文 4.2 节所介绍的深圳市城市生活垃圾当期产生量可知，垃圾产生量在 2009 年-2014 年期间逐年上升。

由表中数据可知，回收产生的收益先下降后上升，总体呈现上升趋势。

3. 收集补贴

根据本文 2.2 节所建立的城市生活垃圾分类收集模型，收集补贴与政府对源头分类每吨垃圾给予的补贴和可回收利用垃圾数量呈正相关。

由表中数据可知，深圳市城市生活垃圾收集补贴呈小幅波动，逐年递增的趋势。政府给予深圳市居民企业等进行城市生活垃圾源头分类的回收补贴呈逐年上升的趋势，说明是深圳市政府重视城市生活垃圾源头分类政策的实施，通过财政补贴的方式刺激鼓励城市居民企业进行城市垃圾的初步分类收集。

4.4.2 城市生活垃圾湿生物处理单元成本计算

（一）数据处理

为了准确对城市生活垃圾湿生物处理单元成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，对本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾湿垃圾生物处理成本模型进行求解，计算得到湿垃圾生物处理成本（万元）、湿垃圾生物处理收益（万元）以及湿垃圾生物处理总成本（万元），处理数据得下表：

表 4-16 模式二湿垃圾生物处理成本及收益

年份	湿垃圾生物处理成本（元）	湿垃圾生物处理收益（元）	湿垃圾总成本（元）
2009	1.66×10^8	2.25×10^8	-5.91×10^7
2010	1.25×10^8	1.69×10^8	-4.44×10^7

2011	1.66×10^8	2.25×10^8	-5.91×10^7
2012	2.05×10^8	2.78×10^8	-7.30×10^7
2013	2.25×10^8	3.05×10^8	-7.99×10^7
2014	2.34×10^8	3.17×10^8	-8.31×10^7

（二）数据分析

1. 湿垃圾生物处理成本

由本文 2.6 节所建立的湿垃圾生物处理成本模型，湿垃圾生物处理成本与两个参数有关：每吨湿垃圾处理成本和湿垃圾产生量两个参数有关。根据本文 3.5 节提出的关于湿垃圾生物处理成本计算所建立的数值模拟可知，在 2009 年-2014 年期间，每吨湿垃圾（厨余垃圾）处理成本为一固定值 132.8 元/t，则成本的唯一影响因素为湿垃圾产生量，这项数据的计算涉及到前文介绍的城市生活垃圾分类收集居民参与率、厨余垃圾分拣率以及城市生活垃圾总产量，这几项参数中，城市生活垃圾总产量是唯一变量。

由表中数据不难看出，湿垃圾生物处理产生的成本呈逐年上升的趋势，这与深圳市逐年上升的城市生活垃圾总产量直接相关。

2. 湿垃圾生物处理收益

由本文 2.6 节所建立的湿垃圾生物处理成本模型，湿垃圾生物处理收益与三个参数有关：处理每吨湿垃圾所产生的肥料量、湿垃圾产生量、厨余垃圾制成肥料的售价。根据本文 3.5 节提出的关于湿垃圾生物处理成本计算所建立的数值模拟可知，在 2009 年-2014 年期间，处理每千克湿垃圾所产生的肥料量为 0.5kg，厨余垃圾制成肥料的售价为 300 元/t，均为固定值，则与湿垃圾生物处理有关的唯一变量是湿垃圾产生量，其值与深圳市城市生活垃圾总产量相关（前文已经指出，这里不再赘述）。

由表中数据可知，深圳市湿垃圾生物处理的总收益呈逐年上升的趋势。由此可见，湿垃圾生物处理技术是一个有很大推广价值及上升空间的新型城市垃圾处理技术。

4.4.3 城市生活垃圾焚烧（干垃圾）单元成本计算

（一）空气对流热损失模型

1. 数据处理

垃圾处理模式二采用干垃圾焚烧的处理方法。利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的空气对流热损失模型，处理数据得下表：

表 4-17 模式二焚烧炉空气对流换热

年份	空气对流换热 (kJ/kg)
2009	5.90×10^{12}
2010	6.64×10^{12}
2011	6.11×10^{12}
2012	5.72×10^{12}
2013	6.02×10^{12}
2014	6.24×10^{12}

2. 数据分析

由本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的空气对流热损失模型，空气对流交换热与空气质量、空气初始温度、空气经过垃圾后的温度等参数有关。根据本文 3.4 节所建立的关于城市生活垃圾焚烧成本模型的数据模拟，认为预热的空气温度为 500°C ，经过垃圾的风的温度降为 100°C ；根据空气的比热容-温度关系式： $C_{p,\text{air}}=28.11+0.1967 \times 10^{-2}t+0.4802 \times 10^{-5}t^2-1.966 \times 10^{-9}t^3$ 。由此可见，与空气对流交换热直接相关的参数是空气质量，该项参数与入炉空气量（体积）以及入炉空气密度（约为 1.29 kg/m^3 ）有关。根据本文 2.5 节所建立的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，焚烧所需入炉空气量与垃圾产生量有直接关系。在 2009 年-2014 年期间，垃圾产生量逐年递增。

由表中数据可以看出，在 2009 年-2014 年期间，空气对流交换热呈逐年递增的趋势。

（二）水分蒸发散热模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的水分蒸发散热模型，处理数据得下表：

表 4-18 模式二分类前后含水率及焚烧过程中水分蒸发热损失

年份	现含水率%	原含水率%	水蒸发热损失 (kJ/kg)
2009	39.85	49.03	2.89×10^{12}
2010	47.34	57.26	3.86×10^{12}
2011	45.89	58.52	3.44×10^{12}
2012	50.80	62.08	3.56×10^{12}
2013	52.39	63.41	3.87×10^{12}
2014	45.54	57.32	3.49×10^{12}

2. 数据分析

前文已经介绍，水分蒸发热损失的主要影响因素是蒸发的水的质量，该参数与城市垃圾产生量以及城市垃圾总含水率有直接关系。深圳市城市生活垃圾处理模式而采用垃圾源头分类收集的方法，使城市生活垃圾含水率与未经分类的城市生活垃圾含水率相比有显著变化（降低了 10%左右），从而造成了模式二的水分蒸发热损失相对于模式一有显著下降。水分蒸发热损失的结果直接作用于燃烧产热的结果，从而影响焚烧总呈成本的计算。

由表中数据可知，在 2009 年-2014 年期间，水蒸发热损失的变化趋势与模式一基本相同，这里不再赘述，主要进行模式一与模式二的对比分析。由于城市生活垃圾处理模式二进行了源头分类收集，其每年的垃圾含水率下降了 10%左右，导致水分蒸发热损失明显下降，表中数据显示：按模式一处理的水分蒸发热损失最高可达 7.66×10^{12} ，最低也达到了 5.40×10^{12} 之多；然而，按模式二处理，对城市生活垃圾进行源头分类，焚烧水分蒸发热损失最低为 2.89×10^{12} ，最高也仅为 3.87×10^{12} ，可以看出垃圾分类对焚烧水分蒸发热损失减少的功效之明显。

（三）焚烧产生烟气及其热量损失计算模型

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型, 处理数据得焚烧产生烟气体量, 见下表:

表 4-19 模式二焚烧产生烟气体量

年份	总干烟气体量 (m^3/kg)	总烟气体量 (m^3/kg)	烟气温度 ($^{\circ}\text{C}$)	烟气带走的热量($\text{KJ}/\text{年}$)
2009	1.49×10^{10}	1.94×10^{10}	8.72×10^2	1.47×10^{13}
2010	1.67×10^{10}	2.22×10^{10}	1.05×10^3	2.07×10^{13}
2011	1.54×10^{10}	2.03×10^{10}	9.90×10^2	1.78×10^{13}
2012	1.44×10^{10}	1.92×10^{10}	1.03×10^3	1.75×10^{13}
2013	1.52×10^{10}	2.03×10^{10}	8.28×10^2	1.45×10^{13}
2014	1.57×10^{10}	2.08×10^{10}	1.00×10^3	1.84×10^{13}

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型, 处理数据得焚烧的热量损失, 见下表:

表 4-20 模式二焚烧过程中的热损失

年份	烟气带走的热量 ($\text{kJ}/\text{年}$)	焚烧灰热损 ($\text{kJ}/\text{年}$)	炉壁热损失 ($\text{kJ}/\text{年}$)	热损失 ($\text{kJ}/\text{年}$)
2009	1.47×10^{13}	2.51×10^{11}	3.55×10^9	1.78×10^{13}
2010	2.07×10^{13}	3.85×10^{11}	3.55×10^9	2.49×10^{13}
2011	1.78×10^{13}	4.22×10^{11}	3.55×10^9	2.16×10^{13}
2012	1.75×10^{13}	4.13×10^{11}	3.55×10^9	2.15×10^{13}
2013	1.45×10^{13}	2.43×10^{11}	3.55×10^9	1.86×10^{13}
2014	1.84×10^{13}	3.42×10^{11}	3.55×10^9	2.22×10^{13}

(四) 热效率计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的热效率计算模型，处理数据得热效率，见下表：

4-21 模式二焚烧炉热效率

年份	热损失(kJ/kg)	燃烧产热 (kJ/kg)	水蒸发吸热(kJ/kg)	空气对流换热(kJ/kg)	热效率
2009	1.78×10 ¹³	2.47×10 ¹³	2.89×10 ¹²	5.90×10 ¹²	27.74%
2010	2.49×10 ¹³	3.30×10 ¹³	3.86×10 ¹²	6.64×10 ¹²	24.59%
2011	2.16×10 ¹³	2.88×10 ¹³	3.44×10 ¹²	6.11×10 ¹²	24.90%
2012	2.15×10 ¹³	2.81×10 ¹³	3.56×10 ¹²	5.72×10 ¹²	23.45%
2013	1.86×10 ¹³	2.45×10 ¹³	3.87×10 ¹²	6.02×10 ¹²	24.11%
2014	2.22×10 ¹³	2.97×10 ¹³	3.49×10 ¹²	6.24×10 ¹²	25.26%

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型中的热效率计算模型，焚烧热效率是热损失、燃烧产热、水蒸发吸热、空气对流换热几项指标综合作用的结果。

与模式一相比，模式二的燃烧产热量有显著下降，这主要是因为城市垃圾源头分类导致需焚烧的干垃圾量显著下降。此外，上文已经分析过，热损失在城市生活垃圾焚烧热效率中占有相当的比例，与模式一相比，由于热损失的大幅下降，城市生活垃圾焚烧的热效率呈现大幅度上升。

（五）发电量收益计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的发电量收益计算模型，处理数据得下表：

表 4-22 模式二发电量及发电收益

年份	湿基低位热值 (kJ/kg)	热效率	发电量 (kwh/年)	发电收益 (元)
2009	6002.94	27.74%	3.31×10^8	2.15×10^8
2010	7487.30	24.59%	3.93×10^8	2.55×10^8
2011	6997.07	24.90%	3.47×10^8	2.25×10^8
2012	7387.10	23.45%	3.19×10^8	2.07×10^8
2013	5798.27	24.11%	2.86×10^8	1.86×10^8
2014	7089.14	25.26%	3.63×10^8	2.36×10^7

2. 数据分析

模式二与模式一相比，湿基低位热值显著提高，且热效率显著提高；另一方面由于模式二采用了源头分类的收集方法，需要焚烧的垃圾（干垃圾）数量显著减少，其影响效果比热效率更为显著，导致了城市生活垃圾发电量与模式一相比显著变化。由表中数据可以看出模式一中的垃圾焚烧发电量最低为 5.16×10^8 ；而在模式二中，发电量最高仅有 2.64×10^8 。发电收益是一个与发电量呈正相关的变量，从而模式二的发电收益与模式一相比有显著下降。

（六）固定资产成本计算模型

1. 数据处理

表 4-23 模式二焚烧固定成本

焚烧设备折旧成本（元）	设备维修成本（元）	垃圾场建设成本（元）
2.7×10^8	9.00×10^7	2×10^8

2. 数据分析

由本文 3.4 节所建立的针对城市生活垃圾焚烧的数值模拟， $\eta_{\text{折旧率}} = (1 - \text{残值}) / \text{预计使用年限}$ ，残值按固定资产 10% 计，以及设备的使用年限我们假设为 10 年，可以得到折旧率为 9%；设备维修率为 3%；垃圾场使用年限设定为 20 年。

（七）政府财政政策模型

1. 数据处理

表 4-24 模式二焚烧处理政府补贴

年份	焚烧补贴(元)
2009	3.13×10^8
2010	3.52×10^8
2011	3.24×10^8
2012	3.03×10^8
2013	3.19×10^8
2014	3.31×10^8

2. 数据分析

深圳市政府的垃圾焚烧补贴与需焚烧垃圾量和每吨垃圾的平均补贴呈正相关。由数值模拟可知，根据深圳市政策，当期平均垃圾补贴设为 100 元/t，所以垃圾焚烧补贴的唯一决定变量是需焚烧垃圾量，由于模式一采用垃圾全量焚烧的处理方式，需焚烧垃圾量即为深圳市城市生活垃圾总产生量，而模式二采用了垃圾源头分类的方式，需要焚烧的垃圾仅为干垃圾，其数量明显低于模式一中需要焚烧的垃圾数量，从而导致了政府给予的焚烧补贴下降。

由表中数据可知，在 2015 年-2024 年期间，城市生活垃圾按模式二处理，政府补贴明显低于模式一的政府补贴

（八）焚烧垃圾总成本模型

1. 数据处理

表 4-25 模式二焚烧处理总成本

年份	总成本（元）
2009	6.58×10^8
2010	6.57×10^8
2011	6.59×10^8
2012	6.56×10^8
2013	6.94×10^8

2014	6.55×10^8
------	--------------------

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型，垃圾焚烧成本是由 M 固定资产成本、 M 垃圾补贴费、 M 电费收益、 M 垃圾补贴费、 M 政府税收、 M 健康损失费几项参数共同决定的。

由表中数据可知，与模式一相比，模式二的城市生活垃圾焚烧成本有显著下降，这与城市生活垃圾源头分类收集降低需焚烧干垃圾数量是分不开的，由此可见，深圳市政府应鼓励推行垃圾源头分类收集在城市居民中实行。

4.4.4 城市生活垃圾转运（中心城区干垃圾）单元成本计算

1. 数据处理

为了准确对中心城区垃圾（干垃圾）转运成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，对本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 4-26 模式二垃圾转运成本

年份	转运成本（元）
2009	2.11×10^8
2010	2.38×10^8
2011	2.19×10^8
2012	2.05×10^8
2013	2.16×10^8
2014	2.24×10^8

2. 数据分析

由本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型，城市生活垃圾（中心城区干垃圾）转运成本与垃圾总量和垃圾运距两项参数有关，按运输距离划分，具体可以分为：运距为 10 公里以内垃圾总量、运距在 10-20 公里内的垃圾总量、运距大于 20 公里的垃圾总量；大于 10 公里小于等于 20 公里的路程、大于 20 公里的路程。根据本文 3.2 节所建立的针对城市生活垃圾转运成本模型的数值分析。源头分类单位质量垃圾的转运成本为 121.5 元。

由表中数据可以看出，深圳市城市生活垃圾按模式二处理，其中心城区干垃圾转运成本呈逐年上升的趋势，其原因是各公里范围内垃圾总量逐年上升。

4.4.5 城市生活垃圾填埋单元成本的计算

（一）垃圾填埋直接成本模型

1. 数据处理

利用本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型以及对 2009 年-2014 年城市生活垃圾产生量的预测，对城市生活垃圾填埋直接成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 4-27 模式二填埋处理成本

年份	填埋面积 (m ²)	填埋投资成本 (元)	填埋土地机会成本 (元)
2009	16178	6.47×10^6	9.89×10^5
2010	20217	8.09×10^6	1.33×10^6
2011	23623	9.45×10^6	1.68×10^6
2012	22093	8.84×10^6	1.70×10^6
2013	16601	6.64×10^6	1.38×10^6
2014	18864	7.55×10^6	1.69×10^6

2. 数据分析

由本文 2.7 节所建立的城市生活垃圾填埋模型，填埋投资成本和填埋机会成本均和需填埋垃圾量成正比，后者还与垃圾填埋面积成正比。由本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量可知，垃圾产生量呈逐年递增的趋势，则需填埋处理的垃圾也呈逐年递增的趋势，垃圾填埋面积也随之逐年递增。

由于模式二采用了源头分类收集的方法，使部分城市生活垃圾在开始收集时就被分离出来，导致需进行填埋处理的垃圾或灰渣数量下降。由表中数据可以看出，2009-2014 年，深圳市城市生活垃圾填埋投资成本及填埋土地机会成本逐年递增的同时，与模式一相比有明显的下降。

（二）垃圾填埋渗滤液产生环境成本模型

1. 数据处理

表 4-28 模式二填埋处理环境成本

年份	渗滤液污染半径(m)	渗滤液总量 (m ³)	填埋产生的环境成本(元)
2009	182	29597.33	5.92×10^7
2010	193	35397.20	7.08×10^7
2011	203	31795.93	6.36×10^7
2012	196	34922.13	6.98×10^7
2013	188	25221.40	5.04×10^7
2014	190	35833.57	7.17×10^7

2. 数据分析

由本文 2.7 节所建立的城市生活垃圾填埋模型，垃圾填埋产生的环境成本与处理单位质量垃圾渗滤液成本以及渗滤液总量呈正相关，而后者与城市生活垃圾总产生量呈正相关。与模式一相比，由于需进行填埋处理的垃圾量减少，填埋产生的渗滤液总量以及填埋造成的环境成本有显著下降。

由此可以看出，为降低环境处理成本，有两个重要途径：（1）提高相关技术，防止渗滤液过分流出或降低垃圾渗滤液的处理成本；（2）降低城市垃圾总产生量。（3）加强对城市生活垃圾的源头分类的宣传和推广力度。

4.4.6 深圳市城市生活垃圾处理模式二当期社会成本计算

本文根据对深圳市城市生活垃圾各模型的求解以及当期处理成本的计算，得到深圳市城市生活垃圾按模式二处理的近五年的当期社会总成本，如下表所示：

表 4-29 模式二垃圾处理社会总成本

年份	总成本(元)
2009	1.79×10^9
2010	1.64×10^9
2011	1.79×10^9
2012	1.94×10^9
2013	2.05×10^9
2014	2.08×10^9

4.5 深圳市城市生活垃圾处理模式三各单元当期成本计算

本文4.4节提出，深圳市全面实行城市生活垃圾源头分类还需要相对较长的一段时间，模式三相当于模式二在分类收集全面推广实现前的一种过渡模式，除了收集阶段仍然沿用现状的混合收集模式、混合收集到的原生垃圾在末端采用人工分选或高压压榨技术分离干、湿垃圾外，后续的分类处理模式与模式二完全相同。

垃圾处理模式三：混合收集+末端分类+湿垃圾生物处理+干垃圾焚烧+中心城区干垃圾转运

我们将在此节对垃圾处理模式三的总成本进行描述及分析。

4.5.1 城市生活垃圾混合收集单元成本计算

由本文 3.1 节所建立的针对城市生活垃圾收集模型的数值模拟，由于混合收集没有经过源头分类的过程，所以本文将不再计算混合收集所产生的成本。

4.5.2 城市生活垃圾末端分类单元成本计算

（一）数据处理

由本文 2.4 节所建立的城市生活垃圾预处理成本模型，处理数据的下表：

表 4-30 模式三预处理成本及收益

年份	预处理成本（元）	末端分类后所剩垃圾%	回收收益（元）
2009	2.02×10^8	34.89	5.20×10^8
2010	2.04×10^8	49.15	4.65×10^8
2011	2.07×10^8	37.98	4.71×10^8
2012	2.11×10^8	25.52	5.39×10^8
2013	2.22×10^8	24.96	5.39×10^8
2014	2.29×10^8	25.42	5.53×10^8

（二）数据分析

城市生活垃圾处理模式三采用混合收集配合末端分类的方法，造成了一定量的成本，本文用预处理成本表示城市生活垃圾处理模式三中末端分类所造成的成本，其中包括末端分类设备成本以及末端分类人工成本，前者的值与每吨垃圾的设备成本和垃圾总产量呈正相关。

由本文 3.3 节所建立针对城市生活垃圾预处理模型的数值模拟，平均一个垃圾转运站需要 20 个环卫工人，每个环卫工人 2009 年每月平均工资为 1808 元，考虑到由于我国通货膨胀，而导致的工人工资的增加，假设每年月平均工资上涨 2.5%；单位垃圾压缩处理成本为 30 元/t；增加的转运站的固定成本可设定为 50 元/t。由此可知，垃圾分类预处理成本的主要决定因素是垃圾总产量。在 2009 年-2014 年期间，城市生活垃圾总产量呈逐年递增的趋势，这直接导致了城市生活垃圾预处理成本逐年升高。

预处理成本的计算结果将直接作用于城市生活垃圾处理模式三的最终社会总成本计算，我们将在后文加以详解。

4.5.3 城市生活垃圾（湿垃圾）生物处理单元成本计算

（一）数据处理

为了准确对城市生活垃圾湿生物处理单元成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，对本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 4-31 模式三湿垃圾生物处理成本及收益

年份	湿垃圾生物处理成本（元）	湿垃圾生物处理收益（元）	湿垃圾总成本（元）
2009	2.97×10^8	3.35×10^8	-3.85×10^7
2010	2.23×10^8	2.52×10^8	-2.89×10^7
2011	2.97×10^8	3.36×10^8	-3.85×10^7
2012	3.67×10^8	4.14×10^8	-4.75×10^7
2013	4.01×10^8	4.53×10^8	-5.20×10^7
2014	4.18×10^8	4.72×10^8	-5.41×10^7

（二）数据分析

城市生活垃圾按处理模式二处理，在垃圾源头分类收集的环节，塑料已经被分拣出来归属于可回收利用垃圾的范畴。与之不同的是，城市生活垃圾按处理模式三进行处理时，末端分类无法把城市生活垃圾中的塑料成分分拣出来，造成了

湿垃圾生物处理中堆肥化效果的下降。在本文 3.5 节所建立的针对城市生活垃圾的湿垃圾生物处理模型的数值模拟中,为了消除这种影响我们假设模式三中,1kg 湿垃圾只能产生 0.5kg 的肥料。由此可见,影响湿垃圾生物处理成本计算的主要因素是湿垃圾生物处理的收益。由于模式二和模式三 1kg 湿垃圾产生的肥料不同,造成了湿垃圾生物处理收益不同,进而造成了湿垃圾生物处理总成本的不同。

由表中数据可以看出,相比于模式二,模式三的湿垃圾生物处理收益明显下降。

4.5.4 城市生活垃圾（干垃圾）焚烧单元成本计算

（一）空气对流热损失模型

1. 数据处理

垃圾处理模式三采用干垃圾焚烧的处理方法。利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的空气对流热损失模型,处理数据得下表:

表 4-32 模式三焚烧炉空气对流换热

年份	空气对流换热(kJ/kg)
2009	3.13×10^{12}
2010	4.44×10^{12}
2011	3.45×10^{12}
2012	2.36×10^{12}
2013	2.46×10^{12}
2014	2.59×10^{12}

2. 数据分析

深圳市城市生活垃圾按模式三是运用混合收集结合末端分类的方法,在收集之后,相关工作人员进行人工分拣,将城市生活垃圾进行分类。由于相关工作人员经过专业培训,人工分拣率比城市居民的分拣率高,分拣效率也较高,导致城市生活垃圾干垃圾较模式二及模式一低(因为分拣的更彻底了),这将导致空气对流换热与模式二相比显著下降。

由表中数据可以看出，模式三的空气对流换热与模式二相比下降了近 53%。

（二）水分蒸发散热模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的水分蒸发散热模型，处理数据得下表：

表 4-33 模式三末端分类前后含水率及焚烧过程中水分蒸发热损失

年份	现含水率%	原含水率%	水分蒸发热损失(kJ/kg)
2009	38.84	49.03	1.49×10^{12}
2010	48.12	57.26	2.62×10^{12}
2011	40.23	58.52	1.70×10^{12}
2012	39.89	62.08	1.15×10^{12}
2013	42.14	63.41	1.27×10^{12}
2014	34.57	57.32	1.10×10^{12}

2. 数据分析

上文中已经介绍，与垃圾处理模式二不同的是，模式三末端分类技术没有将城市垃圾中的塑料分离出来，而塑料的含水率导致了模式三的总含水率与模式二的不同（塑料中较低的含水率会降低总含水率的值），这又导致了模式三的水分蒸发热损失相对于模式二有显著变化。

由表中数据可知，2009 年-2014 年期间，模式二种水蒸发热损失最低值为 2.89×10^{12} ，而模式三中最高值为 2.62×10^{12} 。

（三）焚烧产生烟气及其热量损失计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，处理数据得焚烧产生烟气的量，见下表：

表 4-34 模式三焚烧过程中产生的烟气的量

年份	总干烟气量 (m^3)	总烟气量 (m^3)	烟气温度 ($^{\circ}\text{C}$)	烟气带走的热量 (KJ/年)
2009	7.89×10^9	1.03×10^{10}	887.17	7.93×10^{12}
2010	1.12×10^{10}	1.48×10^{10}	1033.76	1.36×10^{13}
2011	8.69×10^9	1.14×10^{10}	1094.10	1.11×10^{13}
2012	5.94×10^9	7.75×10^9	1261.98	8.83×10^{12}
2013	6.19×10^9	8.11×10^9	1003.27	7.19×10^{12}
2014	6.53×10^9	8.43×10^9	1208.44	9.16×10^{12}

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，处理数据得焚烧的热量损失，见下表：

表 4-35 模式三焚烧过程中热损失

年份	烟气带走的热量 (KJ/年)	焚烧灰热损(kJ/年)	炉壁热损失(kJ/年)	热损失(kJ/年)
2009	7.93×10^{12}	1.38×10^{11}	3.55×10^9	9.56×10^{12}
2010	1.36×10^{13}	2.49×10^{11}	3.55×10^9	1.65×10^{13}
2011	1.11×10^{13}	2.94×10^{11}	3.55×10^9	1.31×10^{13}
2012	8.83×10^{12}	2.60×10^{11}	3.55×10^9	1.03×10^{13}
2013	7.19×10^{12}	1.49×10^{11}	3.55×10^9	8.61×10^{12}
2014	9.16×10^{12}	2.10×10^{11}	3.55×10^9	1.05×10^{13}

2. 数据分析

由于模式三中进行了较源头分类更为彻底的分类，即末端分类，需要进行焚烧的干垃圾总量降低，这导致与模式二相比，模式三中的总烟气量、总干烟气量、烟气温度以及烟气带走的热量显著下降，同时，焚烧灰热损失的值也较模式二有显著下降。这将作用于最后热损失的计算。

由表中数据可以看出，模式三的热损失较模式二下降了近 47%。

(四) 热效率计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的热效率计算模型, 处理数据得热效率, 见下表:

表 4-36 模式三热效率

年份	热损失(kJ/年)	燃烧产热(kJ/年)	水蒸发热损失(kJ/年)	空气对流换热(kJ/年)	热效率
2009	9.56×10^{12}	1.33×10^{13}	1.49×10^{12}	3.13×10^{12}	27.91%
2010	1.65×10^{13}	2.18×10^{13}	2.62×10^{12}	4.44×10^{12}	24.46%
2011	1.31×10^{13}	1.76×10^{13}	1.70×10^{12}	3.45×10^{12}	25.73%
2012	1.03×10^{13}	1.36×10^{13}	1.15×10^{12}	2.36×10^{12}	24.89%
2013	8.61×10^{12}	1.16×10^{13}	1.27×10^{12}	2.46×10^{12}	26.03%
2014	1.05×10^{13}	1.43×10^{13}	1.10×10^{12}	2.59×10^{12}	26.79%

2. 数据分析

由于模式三中进行了较源头分类更为彻底的分类, 即末端分类, 需要进行焚烧的干垃圾总量降低, 这导致与模式二相比, 模式三中的燃烧产生热量显著下降。而热效率是垃圾焚烧热损失、燃烧产热、水蒸发热损失、空气对流换热几项参数综合作用的结果, 几项参数较模式二下降幅度相差不多, 最终导致虽然每项参数都有显著变化, 但热效率的值依旧保持相对稳定。

(五) 发电量收益计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的发电量收益计算模型, 处理数据得下表:

表 4-37 模式三焚烧发电量及发电收益

年份	湿基低位热值 (kJ/kg)	热效率	发电量 (kwh/年)	发电收益 (元)
2009	6104.69	27.91%	1.79×10^8	1.16×10^8

2010	7376.76	24.46%	2.58×10^8	1.68×10^8
2011	7731.06	25.73%	2.19×10^8	1.42×10^8
2012	9030.50	24.89%	1.64×10^8	1.07×10^8
2013	7051.66	26.03%	1.46×10^8	9.52×10^7
2014	8522.43	26.79%	1.85×10^8	1.20×10^8

2. 数据分析

由于模式三中进行了较源头分类更为彻底的分类，即末端分类，需要进行焚烧的干垃圾总量降低，这导致与模式二相比，模式三用于焚烧发电的干垃圾减少了。由表中数据可以看出，发电量下降了将近 46%。这最终导致了焚烧发电效益的下降，并作为一个重要的影响参数，影响焚烧发电社会总成本的大小。

（六）固定资产成本计算模型

1. 数据处理

表 4-38 模式三焚烧固定成本

焚烧设备折旧成本（元）	设备维修成本（元）	垃圾场建设成本（元）
2.7×10^8	9.00×10^7	2×10^8

2. 数据分析

由本文 3.4 节所建立的针对城市生活垃圾焚烧的数值模拟， $\eta_{\text{折旧率}} = (1 - \text{残值}) / \text{预计使用年限}$ ，残值按固定资产 10% 计，以及设备的使用年限我们假设为 10 年，可以得到折旧率为 9%；设备维修率为 3%；垃圾场使用年限设定为 20 年。

（七）政府财政政策模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的政府财政政策模型，处理数据得下表：

表 4-39 模式三焚烧处理政府补贴

年份	焚烧补贴（元）
2009	1.66×10^8
2010	2.35×10^8
2011	1.83×10^8
2012	1.25×10^8
2013	1.30×10^8
2014	1.38×10^8

2. 数据分析

由于模式三中进行了较源头分类更为彻底的分类，即末端分类，需要进行焚烧的干垃圾总量降低，这导致与模式二相比，需要焚烧的干垃圾数量降低，模式三中政府给予的焚烧补贴下降。由表中数据可以看出，模式三与模式二相比政府补贴下降了将近 46%。

（八）焚烧垃圾总成本模型

1. 数据处理

表 4-40 模式三焚烧处理总成本

年份	总成本（元）
2009	6.10×10^8
2010	6.28×10^8
2011	6.01×10^8
2012	5.78×10^8
2013	5.95×10^8
2014	5.77×10^8

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型，垃圾焚烧成本是由 M 固定资产成本、 M 垃圾补贴费、 M 电费收益、 M 垃圾补贴费、 M 政府税收、 M 健康损失费几项参数共同决定的。

由表中数据可知，与模式一相比，模式三的城市生活垃圾焚烧成本有显著下降，这与城市生活垃圾末端分类降低需焚烧干垃圾数量是分不开的；在 209 年

-2014 年，模式三的垃圾焚烧总成本低于模式二，说明当期城市垃圾末端分类收集效果比垃圾源头分类收集好。

4.5.5 城市生活垃圾（干垃圾）中心城区转运单元成本计算

为了准确对中心城区垃圾全量转运成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，对本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 4-41 模式三转运成本

年份	转运成本（元）
2009	1.57×10^8
2010	2.22×10^8
2011	1.73×10^8
2012	1.18×10^8
2013	1.23×10^8
2014	1.30×10^8

4.5.6 城市生活垃圾填埋单元成本的计算

（一）垃圾填埋直接成本模型

1. 数据处理

利用本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型以及对 2009 年-2014 年城市生活垃圾产生量的预测，对城市生活垃圾填埋直接成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 4-42 模式三填埋处理成本

年份	填埋面积（m ² ）	填埋投资成本（元）	填埋土地机会成本（元）
2009	16345	6.54×10^6	9.99×10^5
2010	20000	8.00×10^6	1.32×10^6
2011	23584	9.43×10^6	1.68×10^6
2012	22206	8.88×10^6	1.71×10^6
2013	16559	6.62×10^6	1.38×10^6

2014	19064	7.63×10^6	1.71×10^6
------	-------	--------------------	--------------------

2. 数据分析

由本文 2.7 节所建立的城市生活垃圾填埋模型，填埋投资成本和填埋机会成本均和需填埋垃圾量成正比，后者还与垃圾填埋面积成正比。由本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量可知，垃圾产生量呈逐年递增的趋势，则需填埋处理的垃圾也呈逐年递增的趋势，垃圾填埋面积也随之逐年递增。

由于模式三采用了混合收集后末端分类的方法，使生活垃圾通过人工分拣分离开来，导致需进行填埋处理的垃圾或灰渣数量下降，。由表中数据可以看出，2009-2014 年，深圳市城市生活垃圾填埋投资成本及填埋土地机会成本逐年递增的同时，与模式一相比有明显的下降。

（二）垃圾填埋渗滤液产生环境成本模型

1. 数据处理

表 4-43 模式三填埋处理环境成本

年份	渗滤液污染半径 (m)	渗滤液总量(m^3)	填埋产生的环境成本(元)
2009	182	2.96×10^4	5.91×10^7
2010	193	3.54×10^4	7.09×10^7
2011	203	3.18×10^4	6.36×10^7
2012	196	3.49×10^4	6.98×10^7
2013	188	2.52×10^4	5.05×10^7
2014	190	3.58×10^4	7.16×10^7

2. 数据分析

由本文 2.7 节所建立的城市生活垃圾填埋模型，垃圾填埋产生的环境成本与处理单位质量垃圾渗滤液成本以及渗滤液总量呈正相关，而后者与城市生活垃圾总产生量呈正相关。与模式一相比，由于需进行填埋处理的垃圾量减少，填埋产生的渗滤液总量以及填埋造成的环境成本有显著下降。

由此可以看出，为降低环境处理成本，有两个重要途径：（1）提高相关技术，防止渗滤液过分流出或降低垃圾渗滤液的处理成本；（2）降低城市垃圾总产生量。

(3) 加强对城市生活垃圾的末端分类的宣传和推广力度, 避免直接进行不加选择的全量燃烧。

4.5.7 深圳市城市生活垃圾处理模式三当期社会成本计算

本文根据对深圳市城市生活垃圾各模型的求解以及当期处理成本的计算, 得到深圳市城市生活垃圾按模式三处理的近五年的当期社会总成本, 如下表所示:

表 4-44 模式三垃圾处理社会总成本

年份	总成本 (元)
2009	1.57×10^9
2010	1.60×10^9
2011	1.59×10^9
2012	1.60×10^9
2013	1.66×10^9
2014	1.71×10^9

4.6 三种垃圾处理模式当期社会成本的对比分析

表 4-45 三种模式垃圾处理社会总成本

年份	模式一 (元)	模式二 (元)	模式三 (元)
2009	1.73×10^9	1.79×10^9	1.57×10^9
2010	1.73×10^9	1.64×10^9	1.60×10^9
2011	1.76×10^9	1.79×10^9	1.59×10^9
2012	1.79×10^9	1.94×10^9	1.60×10^9
2013	1.81×10^9	2.05×10^9	1.66×10^9
2014	1.74×10^9	2.08×10^9	1.71×10^9

由表中我们可以看出, 采用三种模式垃圾处理社会总成本相差较大, 模式三成本最低, 模式二成本最高, 而且可以看出模式三处理成本呈下降趋势, 而模式一与模式二呈上升趋势。模式二成本最高的主要原因是垃圾源头分类时, 政府给

予的补贴过高，导致成本随之上升；模式一由于没有经过任何分类的处理，因此转运成本很高，导致成本高居不下。从表中，以及前文的分析中，我们可以看出当期模式三更加合理与可行，因为其成本最低，而且对于环境的影响也相对较少。但是对于未来垃圾处理模式该如何选择我们还需要更多的数据进行分析，在下一章中，我们将对深圳市未来十年各模式下垃圾处理社会总成本进行详细分析。

4.7 深圳市城市生活垃圾不同前端分类方法对总成本的影响

根据国外的经验，实行垃圾分类对降低垃圾处理社会总成本有着重要影响。目前深圳已经实现生活垃圾的强制分类制度，我们将充分讨论家庭分类和专业分类两种前端分类模式对处理总成本的影响。鉴于前文已经具体分析了以专业分类为基础的模式二和模式三的处理总成本，因此，本节将就生活垃圾的家庭分类模式对总成本的影响进行重点讨论。

所谓家庭分类，即建立起有害垃圾、大件垃圾、废弃织物、年花年桔、绿化垃圾、果蔬垃圾、餐厨垃圾七大资源类垃圾分流分类处理体系。为了充分实施垃圾家庭分类的制度，相关部门会分发《家庭生活垃圾分类投放指引》到深圳市每个家庭，以引导市民进行生活垃圾分类投放，并辅以适当的惩罚制度。生活垃圾分类后处理，大件垃圾、年花年桔、废弃织物、绿化垃圾由各区城管部门委托的专业企业分类运输、资源化利用处理，有害垃圾（电池、灯管等）由市城管部门统一委托的专业企业进行单独运输、无害化和资源化处理，果蔬垃圾、餐厨垃圾由各区城管部门委托的专业企业负责收运，运往焚烧或填埋处理。

根据深圳市相关数据，全市每年共回收处理有害垃圾 75 吨；全市日均回收处理大件垃圾约 300 吨；全市日均回收旧衣物 7 吨；全市每年共回收年花年桔 182 万多盆；全市公园日均循环利用绿化垃圾 33 吨，市绿化树枝粉碎场日均处理 80 吨道路绿化垃圾；全市日均分流处理果蔬垃圾 53 吨；全市收运处理餐厨垃圾日均约 900 吨。

我们将家庭分类视为垃圾源头分类的一种形式。根据相关数据，大件垃圾、绿化垃圾、果蔬垃圾、年花年桔、餐厨垃圾的覆盖率以 50% 计算，废弃织物的覆盖率以 90% 计算。为简化计算，我们将果蔬垃圾和餐厨垃圾视为湿垃圾，含水率假设为 60%，采用填埋、生物处理等方式处理；绿化垃圾适当粉碎后就地堆

肥，回用于公园绿地养护；年花年桔、大件垃圾、废弃织物、有害垃圾采用焚烧的方式处理。最终算出成本约为 37 亿元。

与采取专业分类模式的垃圾处理模式二、三对比，采取家庭分类模式的处理总成本略高。从各单元成本的比较中可以看出，家庭分类模式在垃圾的转运、收集过程中成本较高；同时由于前端分类精细，焚烧、填埋、生物处理等处理方式的成本普遍偏低，且对环境的影响也相对较少。

4.8 本章小结

在本章中，我们给出了各模式下深圳市当期（2009-2014）垃圾处理社会总成本、各垃圾处理模式下各单元成本以及各模型的子模型运行的结果和两种前端分类方式对总成本的影响。通过三个模式总成本以及各项成本的综合比对，得出结论：针对当期深圳市的情况，模式三是成本最低，环境效益最高，最适合深圳市目前状况的处理模式。对于模式二，导致其成本高居不下的主要原因是政府对于垃圾分类所付出的财政补贴，未来如果能调整其补贴也许将会是深圳市未来垃圾处理模式的发展趋势。对于模式一，其成本随垃圾产生量的增加而不断增加，因此，面对未来垃圾产生量不断增长的可能，该处理模式将难以满足深圳市生活垃圾处理的需求。而且，我们分别计算了家庭分类和专业分类两种垃圾前端分类方式下的处理成本。

在下一章中，我们将对深圳市未来十年（2015~2024）垃圾产生量进行预测，并以此为基础，利用模型计算未来十年深圳市生活垃圾诸模式可能的总成本、各单元成本以及各模型子模型的运行结果，并作出详细的对比分析。

第五章 深圳市生活垃圾各模式未来十年社会总成本预测

在上一章中，我们对 2009-2014 年（当期）深圳市城市生活垃圾处理各单元进行了模型的求解，并且对三种垃圾处理模式的社会总成本进行了计算。在本章中，本文将采用灰色关联度分析对垃圾影响垃圾产生的各指标（如：城市 GDP、常住人口、居民消费水平、社会准则、法律条文、道德规范等）与垃圾场产生量之间的关联度进行分析，构建 BP 神经网络模型来预测深圳市未来十年（2015—2024）的垃圾产生量，在此基础上各单元成本进行模型的求解，并对深圳市未来十年的三种城市垃圾处理模式社会总成本进行计算，并特别针对焚烧过程中产生的二噁英对人体健康是否构成损害进行了评估，以及针对垃圾填埋产生的渗滤液在土壤中扩散而导致的土壤污染环境成本进行了量化。此外，本文将根据模型求解的计算结果，对比未来十年三个模式各自的优势及弊端，进行分析，得出初步结论。

5.1 深圳市未来十年城市生活垃圾产生量预测及各单元成本计算

5.1.1 深圳市未来十年城市生活垃圾产生量的预测

1、2015—2024 年垃圾量的预测

城市垃圾产生量的影响因素有很多，可分为内在因素、社会因素、自然因素、个体因素四种类型。内在因素指直接导致城市垃圾产生量、组分变化的因素，比如城市 GDP、常住人口、居民消费水平等。社会因素指制约个体行为和内在因素的社会准则、法律条文、道德规范等。自然因素指城市地域、环境、气候等对垃圾产生量的影响。个体因素主要指产生垃圾的个体行为、生活方式等。

在预测垃圾产生量的过程中，由于缺少社会因素、自然因素和个体因素的量化指标，这为建立数学模型预测垃圾产生量带来了困难。因此，在本文中我们选取 GDP、人口数、社会消费品零售总额、人均每月消费性支出等内在因素指标对深圳市的垃圾产生量进行预测。

我们采用灰色关联度分析法对法上述指标与垃圾场产生量之间的关联度进行分析, 构建 BP 神经网络模型来预测深圳市的垃圾场产生量。

(1) 灰色关联度分析

一个灰色系统中两种因素的关联程度大小称为灰关联度。灰色关联度分析对于一个系统发展变化态势提供了量化的度量, 非常适合动态历程分析。灰色关联分析实质上就是比较数据到曲线几何形状的接近程度。一般来说, 几何形状越接近, 变化趋势也就越接近, 关联度就越大。因而在进行关联分析时, 必须先确定参考数列, 然后比较其他数列同参考数列的接近程度, 这样才能对其他数列进行比较, 进而作出判断。^[17]

1 关联系数和关联度的计算方法

设 $X_0=\{X_0(1), X_0(2), \dots, X_0(n)\}$ 为参考数列, $X_i=\{X_i(1), X_i(2), \dots, X_i(n)\} (i=1,2,\dots,m)$ 为比较序列, 则 X_0 与 X_i 的关联系数为

$$\epsilon_{ij} = \frac{\min_i \min_j |X_0(j) - X_i(j)| + \rho \max_i \max_j |X_0(j) - X_i(j)|}{|X_0(j) - X_i(j)| + \rho \max_i \max_j |X_0(j) - X_i(j)|}$$

其中, $j=1,2, \dots, n$; ρ 为分辨系数, ρ 越小, 分辨率越大, 一般取值区间为 $(0,1)$, 本文中 ρ 取 0.5。

关联度的计算公式为 $\epsilon_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \epsilon_{ij}$ 。

2 灰色关联度的计算结果和分析

表 X 具体列出了 2000~2014 年深圳市垃圾产生量和影响因子的统计数据, 数据来自 2015 年《深圳市统计年鉴》。

表 5-1

年份	GDP(亿元)	人口数(万人)	社会消费品零售总额(亿元)	人均每月消费性支出(元)	垃圾量(万吨)
2000	2187	762.33	735	1358.89	202
2001	2482	792.51	832	1418.73	219
2002	2969	827.21	941	1577.16	221
2003	3585	848.15	1095	1663.36	325
2004	4282	905.98	1250	1630.80	347
2005	4950	947.98	1441	1325.99	333
2006	5813	1010.26	1680	1385.68	360
2007	6801	1074.01	1930	1539.54	407

2008	7786	1105.69	2276	1648.26	441
2009	8290	1141.39	2567	1793.84	476
2010	9773	1204.77	3000	1900.55	479
2011	11515	1217.94	3520	2006.67	482
2012	12971	1223.84	4008	2227.31	490
2013	14572	1229.71	4500	2401.04	522
2014	16001	1239.01	4918	2404.40	541

利用表 4-1 中的数据，以垃圾产生量为参考序列，常住人口、旅游人口、社会消费品零售总额、人均每月消费性支出为比较序列，通过 matlab 软件计算，得到下表。

表 5-2

影响因素	GDP	人口	社会消费品零售总额	人均每月消费性支出
关联度	0.5523	1.0000	0.7882	1.0000

从表 4-2 可以看出，影响垃圾产生量最关键的因素是常住人口和人均每月消费性支出是影响产生量的主要因素，其次是社会消费品零售总额和 GDP。

（2）BP 神经网络预测模型

BP 神经网络是一种按误差逆传播算法训练的多层前馈网络。BP 神经网络是一种具有三层或三层以上神经元的神经网络，包括输入层、隐含层和输出层。^[22]

① BP 神经网络的构建

BP 神经网络的主要思想是^[23]：

- 1.对于 q 个输入学习样本： P_1, P_2, \dots, P_q ，已知与其对应的输出样本为： T_1, T_2, \dots, T_q 。
- 2.使网络输出层的误差平方和达到最小。
- 3.用网络的实际输出 A_1, A_2, \dots, A_q ，与目标矢量 T_1, T_2, \dots, T_q 之间的误差修改其权值，使 A_m 与期望的 $T_m, (m=1, \dots, q)$ 尽可能接近。

②BP 神经网络模型的求解

本文预测 2015—2024 年深圳市垃圾产生量，以 2000—2014 年的数据作为训练样本，然后对原始数据进行仿真。

根据表 X，网络的初步设定为 4 个输入单元、1 个输出单元，经过多次训练。输入变量为 GDP、人口数、社会消费品零售总额、人均每月消费性支出，输出变量为深圳市垃圾产生量。由于上述变量的单位差异很大，因此先对它们进行标

准化处理（去量纲），并作为 BP 网络的输入矩阵，也将深圳市 2000—2014 年垃圾产生量标准化后作为输出的期望矩阵。

首先对神经网络进行训练，训练结果如下图。

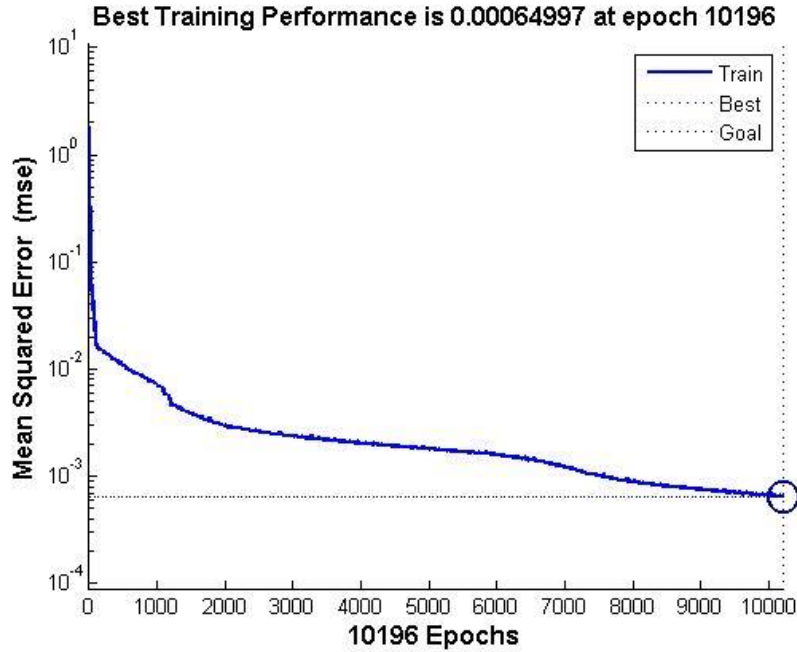


图 5-1

然后用训练好的 BP 神经网络进行仿真，并与原始数据进行比较。结果如下图。

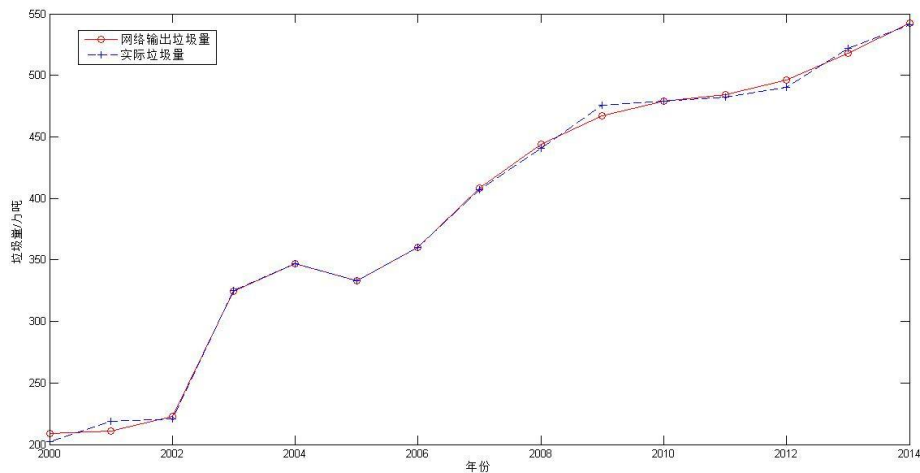


图 5-2

③BP 神经网络对深圳市 2015—2024 年垃圾量的预测

首先需要对4个影响因素进行预测，根据这4个影响因素在2000—2014年的平

均增长率求出它们在2015—2024年的值，代入训练好的BP神经网络得到深圳市未来十年的垃圾预测量。得到下表。

表 5-3

年份	垃圾量（万吨）
2015	580
2016	637
2017	695
2018	735
2019	770
2020	841
2021	975
2022	862
2023	762
2024	740

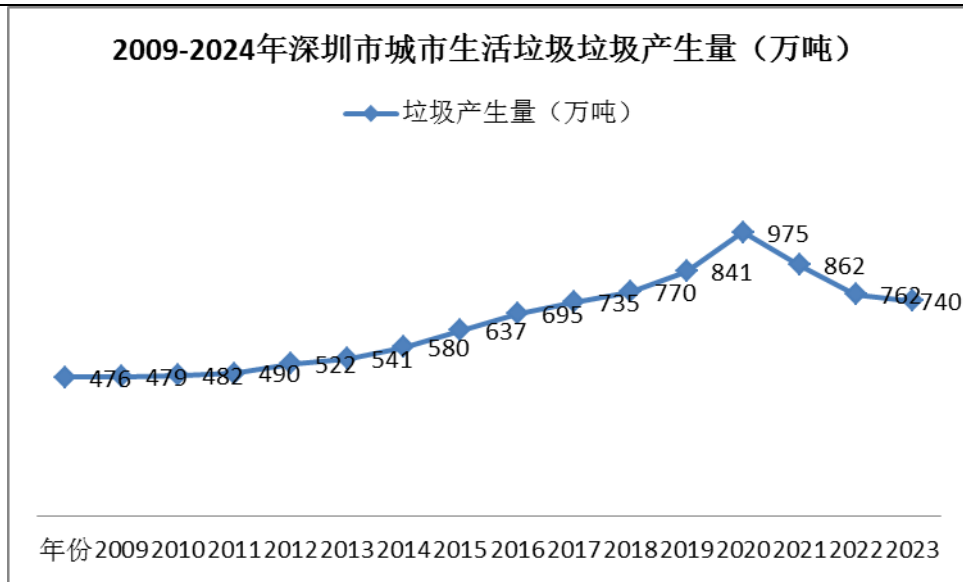


图 5-3

由图可知，2009-2024年深圳市城市生活垃圾产生量先升高后降低，并在2021年达到最高值。

5.2 深圳市城市生活垃圾处理模式一未来十年社会总成本计算

根据附件1文献以及本文4.3节介绍，深圳市城市生活垃圾处理模式一可以总结为可以总结为：混合收集+全量焚烧+灰渣填埋+中心城区垃圾全量转运。

我们将在此节对垃圾处理模式一的未来十年社会总成本进行描述及分析。

5.2.1 未来十年城市生活垃圾混合收集单元成本计算

由本文 3.1 节所建立的针对城市生活垃圾收集模型的数值模拟，由于混合收集没有经过源头分类的过程，所以本文将不再计算混合收集所产生的成本。

5.2.2 未来十年城市生活垃圾（中心城区）全量转运单元成本计算

（一）数据处理

为了准确对中心城区垃圾全量转运成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，对本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 5-4 深圳市城市生活垃圾转运成本（未来十年）

年份	垃圾产生量（万吨）	转运成本（元）
2015	580	39153
2016	637	42976
2017	695	46923
2018	735	49635
2019	770	52008
2020	841	56743
2021	975	65794
2022	862	58213
2023	762	51444
2024	740	49950

（二）数据分析

由本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型，城市生活垃圾转运成本与垃圾总量和垃圾运距两项参数有关，按运输距离划分，具体可以分为：运距为 10 公里以内垃圾总量、运距在 10-20 公里内的垃圾总量、运距大于 20 公里的垃圾总量；大于 10 公里小于等于 20 公里的路程、大于 20 公里的路程。根据本文 3.2 节所建立的针对城市生活垃圾转运成本模型的数值分析。混合收集单位质量垃圾的转运成本为 67.5 元。

由表中数据可知，2015 年-2024 年垃圾产生量呈先上升后下降的趋势，转运成本也随之变换，并且在 2021 年达到最大值。

5.2.3 未来十年城市生活垃圾全量焚烧单元成本计算

（一）空气对流热损失模型

1. 数据处理

表 5-5 模式一焚烧炉空气对流换热

年份	空气对流换热 (kJ/年)
2015	1.09×10^{13}
2016	1.20×10^{13}
2017	1.31×10^{13}
2018	1.39×10^{13}
2019	1.45×10^{13}
2020	1.58×10^{13}
2021	1.84×10^{13}
2022	1.63×10^{13}
2023	1.44×10^{13}
2024	1.39×10^{13}

2. 数据分析

由本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的空气对流热损失模型，空气对流交换热与空气质量、空气初始温度、空气经过垃圾后的温度等参数有关。根据本文 3.4 节所建立的关于城市生活垃圾焚烧成本模型的数据模拟，认为预热的空气温度为 500°C ，经过垃圾的风的温度降为 100°C ；根据空气的比热容-温度关系式： $C_{p,\text{air}}=28.11+0.1967 \times 10^{-2}t+0.4802 \times 10^{-5}t^2-1.966 \times 10^{-9}t^3$ 。由此可见，与空气对流交换热直接相关的参数是空气质量，该项参数与入炉空气量（体积）以及入炉空气密度（约为 1.29 kg/m^3 ）有关。根据本文 2.5 节所建立的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，焚烧所需入炉空气量与垃圾产生量有直接关系。

由本文 5.1 节所建立的深圳市城市生活垃圾产生量预测模型可知，在 2015-2024 年期间，深圳市城市生活垃圾产生量先上升后下降，并在 2021 年达到最大值。

由表中数据可以看出，在 2009 年-2014 年期间，空气对流换热系数上升后下降，并在 2021 年达到了最大值。

（二）水分蒸发散热模型

1. 数据处理

利用本文 5.1 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的水分蒸发散热模型，处理数据得下表：

表 5-6 模式一垃圾含水率及焚烧过程中水分蒸发热损失

年份	垃圾产生量（万吨）	总含水率%	水蒸发吸热（kJ/kg）
2015	580	51.46	6.91×10^{12}
2016	637	50.39	7.42×10^{12}
2017	695	50.28	8.09×10^{12}
2018	735	50.29	8.56×10^{12}
2019	770	50.50	9.00×10^{12}
2020	841	50.26	9.78×10^{12}
2021	975	49.57	1.12×10^{12}
2022	862	48.94	9.77×10^{12}
2023	762	48.53	8.56×10^{12}
2024	740	48.23	8.26×10^{12}

2. 数据分析

由本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的水分蒸发散热模型，水分的蒸发吸热主要包括三个阶段：①水由起始温度，吸热升温至汽化温度；②液态水全部汽化吸热③水蒸气随烟气排放造成的热量损失，此模型将针对前两个阶段进行模拟及计算，第三阶段的求解将包含在下个模型，即焚烧产生烟气及其热量损失计算模型中。由此可知，水分蒸发散热与蒸发的水的质量、水的初始温度、

水的气化温度。根据本文 3.4 节所建立的深圳市城市生活垃圾焚烧模型数值模拟，水的比热容为 $4.2\text{kJ/kg}\cdot^{\circ}\text{C}$ 。在焚烧炉内，水的蒸发潜热约为 1978kJ/kg ，且汽化温度为 100°C 。水分蒸发散热的结果直接作用于燃烧产热的结果，从而影响焚烧总呈成本的计算。

由本文 5.1 节所建立的深圳市城市生活垃圾产生量预测模型可知，在 2015-2024 年期间，深圳市城市生活垃圾产生量先上升后下降，并在 2021 年达到最大值。由表中数据可知，2015-2024 年，深圳市城市垃圾含水率逐年下降。

由表中数据可知，在 2015 年-2024 年期间，水蒸发吸热先上升后下降，在 2021 年达到最大值。其原因是虽然城市垃圾含水率逐年下降，但其下降幅度小于城市垃圾产生量的上升，从而造成了水分蒸发散热的变化与城市垃圾产生量呈正相关。水蒸发散热的计算结果将被运用于后文介绍的燃烧产热的计算，我们将在后文详细解读。

（三）焚烧产生烟气及其热量损失计算模型

1. 数据处理

利用本文 5.1 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，处理数据得焚烧产生烟气量，见下表：

表 5-7 模式一焚烧产生烟气量

年份	总烟气量 (m^3)	总干烟气量 (m^3)	烟气温度 (摄氏度)	烟气带走的热量 (kJ/kg)
2015	3.68×10^{10}	2.75×10^{10}	785.33	2.48×10^{13}
2016	4.03×10^{10}	3.02×10^{10}	827.52	2.88×10^{13}
2017	4.40×10^{10}	3.30×10^{10}	871.07	3.33×10^{13}
2018	4.65×10^{10}	3.49×10^{10}	893.48	3.63×10^{13}
2019	4.88×10^{10}	3.66×10^{10}	901.48	3.84×10^{13}
2020	5.32×10^{10}	3.99×10^{10}	903.21	4.19×10^{13}
2021	6.16×10^{10}	4.63×10^{10}	899.16	4.83×10^{13}
2022	5.44×10^{10}	4.10×10^{10}	878.82	4.16×10^{13}
2023	4.81×10^{10}	3.62×10^{10}	819.57	3.39×10^{13}

2024	4.66×10^{10}	3.51×10^{10}	759.08	3.02×10^{13}
------	-----------------------	-----------------------	--------	-----------------------

利用本文 5.1 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，处理数据得焚烧的热量损失，见下表：

表 5-8 模式一焚烧过程中的热损失

年份	烟气带走的热量 (kJ/kg)	焚烧灰热损(kJ/kg)	炉壁热损失 (kJ/kg)	热损失(kJ/kg)
2015	2.48×10^{13}	3.57×10^{11}	3.55×10^9	3.19×10^{13}
2016	2.88×10^{13}	4.16×10^{11}	3.55×10^9	3.66×10^{13}
2017	3.33×10^{13}	4.81×10^{11}	3.55×10^9	4.19×10^{13}
2018	3.63×10^{13}	5.24×10^{11}	3.55×10^9	4.53×10^{13}
2019	3.84×10^{13}	5.55×10^{11}	3.55×10^9	4.79×10^{13}
2020	4.19×10^{13}	6.06×10^{11}	3.55×10^9	5.23×10^{13}
2021	4.83×10^{13}	7.00×10^{11}	3.55×10^9	6.04×10^{13}
2022	4.16×10^{13}	6.03×10^{11}	3.55×10^9	5.22×10^{13}
2023	3.39×10^{13}	4.93×10^{11}	3.55×10^9	4.33×10^{13}
2024	3.02×10^{13}	4.38×10^{11}	3.55×10^9	3.92×10^{13}

2. 数据分析

由本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，焚烧产生的烟气量为 V_{CO_2} 、 V_{SO_2} 、 V_{H_2O} 、 V_{O_2} 、 V_{N_2} 的加和，干烟气量为 V_{CO_2} 、 V_{SO_2} 、 V_{O_2} 、 V_{N_2} 的加和，烟气量与干烟气量的体积与城市生活垃圾产生量直接相关。由本文 5.1 节所建立的深圳市城市生活垃圾产生量预测模型可知，在 2015-2024 年期间，深圳市城市生活垃圾产生量先上升后下降，并在 2021 年达到最大值。

由表中数据可见，烟气带走的热量、焚烧灰热损失、炉壁热损失三项数据均先上升后下降，并在 2021 年达到最大值，三项数据的和即焚烧热损失的变化趋势也是如此。

（四）热效率计算模型

1. 数据处理

利用本文 5.1 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的热效率计算模型，处理数据得热效率，见下表：

表 5-9 模式一焚烧热效率

年份	热 损 失 (kJ/kg)	燃烧产热 (kJ/kg)	水蒸发吸热 (kJ/kg)	空气对流换热 (kJ/年)	热效率
2015	3.19×10^{13}	4.25×10^{13}	6.91×10^{12}	1.09×10^{13}	25.11%
2016	3.66×10^{13}	4.88×10^{13}	7.42×10^{12}	1.20×10^{13}	24.92%
2017	4.19×10^{13}	5.56×10^{13}	8.09×10^{12}	1.31×10^{13}	24.73%
2018	4.53×10^{13}	6.02×10^{13}	8.56×10^{12}	1.39×10^{13}	24.64%
2019	4.79×10^{13}	6.35×10^{13}	9.00×10^{12}	1.45×10^{13}	24.61%
2020	5.23×10^{13}	6.94×10^{13}	9.78×10^{12}	1.58×10^{13}	24.60%
2021	6.04×10^{13}	8.01×10^{13}	1.12×10^{13}	1.84×10^{13}	24.63%
2022	5.22×10^{13}	6.94×10^{13}	9.77×10^{12}	1.63×10^{13}	24.71%
2023	4.33×10^{13}	5.77×10^{13}	8.56×10^{12}	1.44×10^{13}	24.97%
2024	3.92×10^{13}	5.25×10^{13}	8.26×10^{12}	1.39×10^{13}	25.27%

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型中的热效率计算模型，焚烧热效率是热损失、燃烧产热、水蒸发吸热、空气对流换热几项指标综合作用的结果。

（五）发电量收益计算模型

1. 数据处理

利用本文 5.1 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的发电量收益计算模型，处理数据得下表：

表 5-10 模式一垃圾焚烧发电量及发电收益

年份	湿基低位热值 (kJ/kg)	热效率	发电量 (kwh)	发电收益(元)
----	----------------	-----	-----------	---------

2015	5450	25.11%	5.16×10^8	3.36×10^8
2016	5773	24.92%	5.87×10^8	3.82×10^8
2017	6118	24.73%	6.65×10^8	4.32×10^8
2018	6296	24.64%	7.16×10^8	4.66×10^8
2019	6362	24.61%	7.56×10^8	4.91×10^8
2020	6372	24.60%	8.25×10^8	5.37×10^8
2021	6332	24.63%	9.53×10^8	6.20×10^8
2022	6163	24.71%	8.29×10^8	5.39×10^8
2023	5689	24.97%	6.97×10^8	4.53×10^8
2024	5208	25.27%	6.41×10^8	4.17×10^8

2. 数据分析

由 2.5 节建立的城市生活垃圾焚烧模型，发电量与湿基低位热值和热效率呈正相关；发电量收益与发电量及每 kwh 电所获得的电费收益有关。

（六）固定资产成本计算模型

1. 数据处理

表 5-11 模式一焚烧固定成本

焚烧设备折旧成本（元）	设备维修成本（元）	垃圾场建设成本（云）
2.7×10^8	9.00×10^7	2×10^8

2. 数据分析

由本文 3.4 节所建立的针对城市生活垃圾焚烧的数值模拟， $\eta_{\text{折旧率}} = (1 - \text{残值}) / \text{预计使用年限}$ ，残值按固定资产 10% 计，以及设备的使用年限我们假设为 10 年，可以得到折旧率为 9%；设备维修率为 3%；垃圾场使用年限设定为 20 年。

（七）政府财政政策模型

1. 数据处理

利用本文 5.1 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的政府财政政策模型，处理数据得下表：

表 5-12 模式一焚烧处理政府补贴

年份	垃圾产生量（万吨）	焚烧补贴（元）
2015	580	6.09×10^8
2016	637	7.00×10^8
2017	695	7.99×10^8
2018	735	8.82×10^8
2019	770	9.63×10^8
2020	841	1.09×10^8
2021	975	1.32×10^8
2022	862	1.21×10^8
2023	762	1.11×10^8
2024	740	1.11×10^8

2. 数据分析

深圳市政府的垃圾焚烧补贴与需焚烧垃圾量和每吨垃圾的平均补贴呈正相关。由数值模拟可知，根据深圳市政策，远期平均垃圾补贴=150 元/t。所以垃圾焚烧补贴的唯一决定变量是需焚烧垃圾量，由于模式一采用垃圾全量焚烧的处理方式，需焚烧垃圾量即为深圳市城市生活垃圾总产生量。

由本文 5.1 节所建立的深圳市城市生活垃圾产生量预测模型可知，在 2015-2024 年期间，深圳市城市生活垃圾产生量先上升后下降，并在 2021 年达到最大值。由表中数据不难看出，政府财政政策对垃圾焚烧的补贴也随之先上升后下将，并在 2021 年达到最大值。

（八）焚烧垃圾总成本模型

1. 数据处理

表 5-13 模式一焚烧过程总成本

年份	总成本（元）
----	--------

2015	2.73×10^8
2016	3.19×10^8
2017	3.67×10^8
2018	4.17×10^8
2019	4.72×10^8
2020	5.56×10^8
2021	6.96×10^8
2022	6.68×10^8
2023	6.52×10^8
2024	6.93×10^8

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型，垃圾焚烧成本是由 $M_{\text{固定资产成本}}$ 、 $M_{\text{垃圾补贴费}}$ 、 $M_{\text{电费收益}}$ 、 $M_{\text{垃圾补贴费}}$ 、 $M_{\text{政府税收}}$ 、 $M_{\text{健康损失费}}$ 几项参数共同决定的。

5.2.4 未来十年城市生活垃圾填埋单元成本计算

（一）垃圾填埋直接成本模型

1. 数据处理

利用本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型以及对 2015 年-2024 年城市生活垃圾产生量的预测，对城市生活垃圾填埋直接成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 5-14 模式一填埋处理成本

年份	填埋面积 (m ²)	填埋投资成本 (元)	填埋土地机会成本(元)
2015	25921	1.04×10^7	2.51×10^6
2016	28452	1.14×10^7	2.98×10^6
2017	31065	1.24×10^7	3.51×10^6
2018	32860	1.31×10^7	4.02×10^6
2019	34431	1.38×10^7	4.54×10^6
2020	37566	1.50×10^7	5.35×10^6

2021	43558	1.74×10^7	6.70×10^6
2022	38539	1.54×10^7	6.41×10^6
2023	34058	1.36×10^7	6.11×10^6
2024	33069	1.32×10^7	6.41×10^6

2. 数据分析

由本文 2.7 节所建立的城市生活垃圾填埋模型，填埋投资成本和填埋机会成本均和需填埋垃圾量成正比，后者还与垃圾填埋面积成正比。由本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量可知，垃圾产生量先上升后下降，并在 2021 年达到最大值，需填埋处理的垃圾也呈先上升后下降的趋势，垃圾填埋面积也随之变化。

由表中数据可以看出，2015-2024 年，深圳市城市生活垃圾填埋投资成本及填埋土地机会成本先上升后下降，并在 2021 年达到了最大值。

（二）垃圾填埋渗滤液产生环境成本模型

1. 数据处理

表 5-15 模式一填埋处理环境成本

年份	渗滤液污染半径 (m)	渗滤液总量 (m^3)	填埋产生的环境成本 (元)
2015	201	3.59×10^4	7.18×10^7
2016	212	4.47×10^4	8.93×10^7
2017	218	5.31×10^4	1.06×10^8
2018	220	5.63×10^4	1.13×10^8
2019	223	4.98×10^4	9.97×10^7
2020	229	4.39×10^4	8.77×10^7
2021	231	4.90×10^4	9.81×10^7
2022	233	6.18×10^4	1.24×10^8
2023	223	4.60×10^4	9.21×10^7
2024	220	6.13×10^4	1.23×10^8

2. 数据分析

由本文 2.7 节所建立的城市生活垃圾填埋模型，垃圾填埋产生的环境成本与处理单位质量垃圾渗滤液成本以及渗滤液总量呈正相关，而后者与城市生活垃圾总产生量呈正相关。由此可以看出，为降低环境处理成本，有两个重要途径：（1）提高相关技术，防止渗滤液过分流出或降低垃圾渗滤液的处理成本；（2）降低城市垃圾总产生量。

5.2.5 深圳市城市生活垃圾处理模式一未来十年社会总成本计算

本文根据对深圳市城市生活垃圾各模型的求解以及当期处理成本的计算，得到深圳市城市生活垃圾按模式一处理的未来十年的社会总成本，如下表所示：

表5-16 模式一垃圾处理社会总成本

年份	总成本（元）
2015	1.24×10^9
2016	1.32×10^9
2017	1.41×10^9
2018	1.49×10^9
2019	1.57×10^9
2020	1.70×10^9
2021	1.94×10^9
2022	1.83×10^9
2023	1.75×10^9
2024	1.77×10^9

5.3 深圳市城市生活垃圾处理模式二未来十年社会总成本计算

根据附件1文献以及本文4.4节介绍，深圳市城市生活垃圾处理模式二可以总结为可以总结为：源头分类收集+湿垃圾生物处理+干垃圾焚烧+中心城区干垃圾转运。

我们将在此节对垃圾处理模式二的未来十年社会总成本进行描述及分析。

5.3.1 未来十年城市生活垃圾源头分类单元成本计算

（一）数据处理

为了准确对未来十年深圳市城市生活垃圾源头分类单元成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，以及本文 5.1 节建立的城市生活垃圾产生量预测模型及求解结果，对本文 2.2 节所建立的城市生活垃圾收集成本模型进行求解，计算得出源头分类后所剩垃圾百分比、回收产生的收益以及深圳市政府对居民进行城市生活垃圾源头分类所给予的收集补贴，处理数据得下表处理数据得下表：

表 5-17 模式二源头分类效果、回收收益及政府补贴

年份	源头分类后所剩垃圾%	回收收益（元）	收集补贴（元）
2015	57.33	2.91×10^4	1.03×10^9
2016	53.20	3.86×10^4	1.24×10^9
2017	48.92	5.16×10^4	1.49×10^9
2018	44.49	6.63×10^4	1.73×10^9
2019	39.92	7.94×10^4	1.95×10^9
2020	35.20	9.83×10^4	2.28×10^9
2021	30.33	1.28×10^5	2.81×10^9
2022	25.31	1.27×10^5	2.66×10^9
2023	20.15	1.24×10^5	2.52×10^9
2024	14.84	1.33×10^5	2.62×10^9

（二）数据分析

1. 源头分类后所剩垃圾百分比

根据本文 2.2 节所建立的城市生活垃圾分类收集模型，源头分类后所剩垃圾是将可回收垃圾与厨余垃圾分离后的剩余垃圾，其百分比与源头分类居民参与率、厨余垃圾分拣率、可回收垃圾分拣率呈反比。由本文 3.1 节所建立的针对城市生活垃圾收集成本模型的数值模拟可知，在 2015 年-2024 年期间，随着分类收集政策在城市居民及企业之间推行力度的加强，垃圾分类回收相关知识的普及以及城市居民知识文化水平的日益提高，居民参与率、厨余垃圾分拣率、可回收垃圾回

收率在十年间增长为均匀线性增长,居民参与率远期(到 2025 年)可达到 100%,厨余垃圾分拣率远期可达到 100%,可回收垃圾回收率远期可达为 70%。此外,该项参数还与深圳市 2015 年-2024 年城市生活垃圾产生量有关,由本文 5.1 节所建立的深圳市城市生活垃圾产生量预测模型可知,在 2015-2024 年期间,深圳市城市生活垃圾产生量先上升后下降,并在 2021 年达到最大值。

由表中数据可以看出,深圳市城市生活垃圾实行源头分类处理后,所剩垃圾的百分比呈现非常明显的下降趋势,且下降速率呈逐年递增的趋势,这是居民参与率、厨余垃圾分拣率、可回收垃圾分拣率以及城市生活垃圾总产量共同作用的结果。本文由预测分析的结果,得出深圳市城市生活垃圾源头分类回收效果日益显著的结论。

2. 回收收益

根据本文 2.2 节所建立的城市生活垃圾分类收集模型,回收收益与居民参与率、可回收垃圾分拣率等参数呈正相关。在 2015 年-2024 年期间,这两项参数呈逐年递增的趋势(原因上文已经阐述,这里不再赘述),而城市生活垃圾产生量呈先上升后下降的趋势,上述参数综合作用的结果是回收收益呈现先上升后下降的趋势。

由表中数据可知,回收产生的收益呈小幅波动,总体呈先上升后下降的趋势,并在 2021 年达到最高值。

3. 收集补贴

根据本文 2.2 节所建立的城市生活垃圾分类收集模型,收集补贴与政府对源头分类每吨垃圾给予的补贴和可回收利用垃圾数量呈正相关。由本文 5.1 节所建立的深圳市城市生活垃圾产生量预测模型可知,在 2015-2024 年期间,深圳市城市生活垃圾产生量先上升后下降,并在 2021 年达到最大值。

由表中数据可知,深圳市城市生活垃圾收集补贴呈先上升后下降的趋势,并在 2021 年达到最高值。

5.3.2 未来十年城市生活垃圾(湿垃圾)生物处理单元成本计算

(一) 数据处理

为了准确对城市生活垃圾湿生物处理单元成本进行计算,本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据,以及本文 5.1 节建立的城市生活垃圾产生量预测模型及求解结果,对本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾湿垃圾生物处理成本模型进行求解,计算得到湿垃圾生物处理成本(万元)、湿垃圾生物处理收益(万元)以及湿垃圾生物处理总成本(万元),处理数据得下表:

表 5-18 模式二湿垃圾生物处理成本

年份	湿垃圾生物处理成本(元)	湿垃圾生物处理收益(元)	湿垃圾总成本(元)
2015	2.68×10^8	3.63×10^8	-9.52×10^7
2016	3.14×10^8	4.25×10^8	-1.11×10^8
2017	3.64×10^8	4.94×10^8	-1.29×10^8
2018	4.09×10^8	5.55×10^8	-1.45×10^8
2019	4.54×10^8	6.15×10^8	-1.61×10^8
2020	5.20×10^8	7.05×10^8	-1.85×10^8
2021	6.26×10^8	8.49×10^8	-2.23×10^8
2022	5.80×10^8	7.86×10^8	-2.06×10^8
2023	5.39×10^8	7.31×10^8	-1.92×10^8
2024	5.51×10^8	7.46×10^8	-1.96×10^8

(二) 数据分析

1. 湿垃圾生物处理成本

由本文 2.6 节所建立的湿垃圾生物处理成本模型,湿垃圾生物处理成本与两个参数有关:每吨湿垃圾处理成本和湿垃圾产生量两个参数有关。根据本文 3.5 节提出的关于湿垃圾生物处理成本计算所建立的数值模拟可知,在 2015 年-2024 年期间,每吨湿垃圾(厨余垃圾)处理成本为一固定值 132.8 元/t,则成本的唯一影响因素为湿垃圾产生量,这项数据的计算涉及到前文介绍的城市生活垃圾分类收集居民参与率、厨余垃圾分拣率以及城市生活垃圾总产量,这几项参数中,城市生活垃圾总产量是唯一变量,由本文 5.1 节所建立的深圳市城市生活垃圾产生量预测模型可知,在 2015-2024 年期间,深圳市城市生活垃圾产生量先上升后下降,并在 2021 年达到最大值。

由表中数据不难看出，湿垃圾生物处理产生的成本呈先上升后下降的趋势，并在 2021 年达到了最大值。这与深圳市逐年上升的城市生活垃圾总产量直接相关。

2. 湿垃圾生物处理收益

由本文 2.6 节所建立的湿垃圾生物处理成本模型，湿垃圾生物处理收益与三个参数有关：处理每吨湿垃圾所产生的肥料量、湿垃圾产生量、厨余垃圾制成肥料的售价。根据本文 3.5 节提出的关于湿垃圾生物处理成本计算所建立的数值模拟可知，在 2015 年-2024 年期间，处理每千克湿垃圾所产生的肥料量为 0.5kg，厨余垃圾制成肥料的售价为 300 元/t，均为固定值，则与湿垃圾生物处理有关的唯一变量是湿垃圾产生量，其值与深圳市城市生活垃圾总产量相关，（前文已经指出，这里不再赘述），由本文 5.1 节所建立的深圳市城市生活垃圾产生量预测模型可知，在 2015-2024 年期间，深圳市城市生活垃圾产生量先上升后下降，并在 2021 年达到最大值。

由表中数据可知，深圳市湿垃圾生物处理的总收益呈先上升后下降的趋势，并在 2021 年达到了最大值。由此可见，湿垃圾生物处理技术是一个有很大推广价值及上升空间的新型城市垃圾处理技术。

5.3.3 未来十年城市生活垃圾（干垃圾）焚烧单元成本计算

（一）空气对流热损失模型

1. 数据处理

表 5-19 模式二焚烧空气对流换热

年份	空气对流换热(kJ/kg)
2015	6.27×10^{12}
2016	6.38×10^{12}
2017	6.41×10^{12}
2018	6.17×10^{12}
2019	5.80×10^{12}
2020	5.58×10^{12}
2021	5.57×10^{12}

2022	4.11×10^{12}
2023	2.89×10^{12}
2024	2.07×10^{12}

2. 数据分析

由表中数据可以看出，与模式一相比，模式二的空气对流换热下降了将近43%（原因上文已经阐述，这里不再赘述）。

（二）水分蒸发散热模型

1. 数据处理

利用本文4.2节所介绍的2015年-2024年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文2.5节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的水分蒸发散热模型，处理数据得下表：

表 5-20 源头分类前后含水率及焚烧过程中水分蒸发热损失

年份	现含水率%	原含水率%	水蒸发热损失 (kJ/kg)
2015	41.22	51.46	3.17×10^{12}
2016	40.09	50.39	3.14×10^{12}
2017	39.74	50.28	3.13×10^{12}
2018	39.19	50.29	2.97×10^{12}
2019	38.94	50.50	2.77×10^{12}
2020	38.00	50.26	2.60×10^{12}
2021	36.35	49.57	2.49×10^{12}
2022	34.12	48.94	1.72×10^{12}
2023	31.12	48.53	1.11×10^{12}
2024	26.33	48.23	6.69×10^{11}

2. 数据分析

前文已经介绍，水分蒸发热损失的主要影响因素是蒸发的水的质量，该参数与城市垃圾产生量以及城市垃圾总含水率有直接关系。深圳市城市生活垃圾处理模式而采用垃圾源头分类收集的方法，使城市生活垃圾含水率与未经分类的城市

生活垃圾含水率相比有显著变化（降低了 10%左右），从而造成了模式二的水分蒸发热损失相对于模式一有显著下降。水分蒸发热损失的结果直接作用于燃烧产热的结果，从而影响焚烧总呈成本的计算。

由表中数据可以看出，与模式一相比，模式二的空气对流换热下降了将近 43%（原因上文已经阐述，这里不再赘述）。可以看出垃圾分类对焚烧水分蒸发热损失减少的功效之明显。

（三）焚烧产生烟气及其热量损失计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，处理数据得焚烧产生烟气量，见下表：

表 5-21 模式二焚烧产生烟气量

年份	总干烟气量 (m ³)	总烟气量 (m ³)	烟气温度 (°C)	烟气带走的热量 (KJ/年)
2015	1.58×10 ¹⁰	2.07×10 ¹⁰	9.47×10 ²	1.72×10 ¹³
2016	1.61×10 ¹⁰	2.10×10 ¹⁰	9.97×10 ²	1.85×10 ¹³
2017	1.61×10 ¹⁰	2.11×10 ¹⁰	1.06×10 ³	1.97×10 ¹³
2018	1.55×10 ¹⁰	2.02×10 ¹⁰	1.09×10 ³	1.97×10 ¹³
2019	1.46×10 ¹⁰	1.90×10 ¹⁰	1.11×10 ³	1.89×10 ¹³
2020	1.41×10 ¹⁰	1.83×10 ¹⁰	1.13×10 ³	1.84×10 ¹³
2021	1.40×10 ¹⁰	1.82×10 ¹⁰	1.14×10 ³	1.85×10 ¹³
2022	1.04×10 ¹⁰	1.34×10 ¹⁰	1.14×10 ³	1.36×10 ¹³
2023	7.29×10 ⁹	9.35×10 ⁹	1.10×10 ³	9.15×10 ¹²
2024	5.22×10 ⁹	6.62×10 ⁹	1.08×10 ³	6.37×10 ¹²

利用本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，处理数据得焚烧的热量损失，见下表：

表 5-22 模式二焚烧过程中的热损失

年份	烟气带走的热量 (KJ/年)	焚烧灰热损(kJ/年)	炉壁热损失(kJ/年)	热损失(kJ/年)
2015	1.72×10^{13}	3.06×10^{11}	3.55×10^9	2.07×10^{13}
2016	1.85×10^{13}	3.30×10^{11}	3.55×10^9	2.20×10^{13}
2017	1.97×10^{13}	3.54×10^{11}	3.55×10^9	2.32×10^{13}
2018	1.97×10^{13}	3.57×10^{11}	3.55×10^9	2.31×10^{13}
2019	1.89×10^{13}	3.45×10^{11}	3.55×10^9	2.20×10^{13}
2020	1.84×10^{13}	3.40×10^{11}	3.55×10^9	2.13×10^{13}
2021	1.85×10^{13}	3.47×10^{11}	3.55×10^9	2.13×10^{13}
2022	1.36×10^{13}	2.62×10^{11}	3.55×10^9	1.56×10^{13}
2023	9.15×10^{12}	1.84×10^{11}	3.55×10^9	1.04×10^{13}
2024	6.37×10^{12}	1.38×10^{11}	3.55×10^9	7.18×10^{12}

2. 数据分析

由表中数据可知,城市生活垃圾按模式二处理所产生的热损失相比于模式一下降了将近 33%。

一方面,由于模式二采用了垃圾源头分类收集的方法,在垃圾收集阶段即可回收垃圾、湿垃圾(厨余垃圾)以及干垃圾分类进行不同的回收处理,从而降低了需要进行焚烧的垃圾(干垃圾)数量。

另一方面,由本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型,城市生活垃圾焚烧的热损失是烟气带走的热量、焚烧灰热损失、炉壁热损失三项数据的加和。其中,

①烟气带走的热量

烟气带走的热量与烟气初始温度和湿基低位热值呈正相关,根据数值模拟,烟气初始温度为一固定值,则烟气带走热量的主要决定因素是湿基低位热值。

②焚烧灰热损失

由模型建立和数值模拟可知,焚烧灰热损失的主要决定因素是最终废气温度,并与之呈正相关,该项参数的计算与理论烟气温度呈正相关,从而与湿基低位热值呈正相关。

⑥炉壁热损失

由模型建立可知，炉壁热损失的主要决定因素有炉外壁表面温度、环境温度、炉外壁表面积；由数值模拟，这几项参数均为固定值，则炉壁热损失为固定值。

因此垃圾的含水率低，使垃圾低位热值变大，也是热损失较少的主要原因。

这里介绍的关于热损失的计算将直接作用于焚烧热效率的结果，从而成为焚烧垃圾成本计算的主要决定因素之一。

（四）热效率计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的热效率计算模型，处理数据得热效率，见下表：

表 5-23 模式二热效率

年份	热损失 (kJ/年)	燃烧产热 (kJ/年)	水蒸发吸热 (kJ/年)	空气对流换热 (kJ/年)	热效率
2015	2.07×10^{13}	2.82×10^{13}	3.17×10^{12}	6.27×10^{12}	26.80%
2016	2.20×10^{13}	3.00×10^{13}	3.14×10^{12}	6.38×10^{12}	26.83%
2017	2.32×10^{13}	3.16×10^{13}	3.13×10^{12}	6.41×10^{12}	26.61%
2018	2.31×10^{13}	3.14×10^{13}	2.97×10^{12}	6.17×10^{12}	26.54%
2019	2.20×10^{13}	2.99×10^{13}	2.77×10^{12}	5.80×10^{12}	26.50%
2020	2.13×10^{13}	2.91×10^{13}	2.6×10^{12}	5.58×10^{12}	26.65%
2021	2.13×10^{13}	2.92×10^{13}	2.49×10^{12}	5.57×10^{12}	27.00%
2022	1.56×10^{13}	2.15×10^{13}	1.72×10^{12}	4.11×10^{12}	27.53%
2023	1.04×10^{13}	1.46×10^{13}	1.11×10^{12}	2.89×10^{12}	28.47%
2024	7.18×10^{12}	1.02×10^{13}	6.69×10^{11}	2.07×10^{12}	29.77%

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型中的热效率计算模型，焚烧热效率是热损失、燃烧产热、水蒸发吸热、空气对流换热几项指标综合作用的结果。

与模式一相比，模式二的燃烧产热量有显著下降，这主要是因为城市垃圾源头分类导致需焚烧的干垃圾量显著下降。此外，上文已经分析过，热损失在城市生活垃圾焚烧热效率中占有相当的比例，与模式一相比，由于热损失的大幅下降，城市生活垃圾焚烧的热效率呈现上升趋势。

（五）发电量收益计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的发电量收益计算模型，处理数据得下表：

表 5-24 模式二焚烧发电量及发电收益

年份	湿基低位热值 (kJ/kg)	热效率	发电量 (kwh/年)	发电收益 (元)
2015	6604.00	26.80%	3.66×10^8	2.38×10^8
2016	6977.21	26.83%	3.89×10^8	2.53×10^8
2017	7419.98	26.61%	4.07×10^8	2.64×10^8
2018	7707.47	26.54%	4.03×10^8	2.62×10^8
2019	7852.91	26.50%	3.84×10^8	2.49×10^8
2020	7949.07	26.65%	3.75×10^8	2.44×10^8
2021	7997.38	27.00%	3.81×10^8	2.48×10^8
2022	7958.22	27.53%	2.86×10^8	1.86×10^8
2023	7621.47	28.47%	2.01×10^8	1.31×10^8
2024	7422.15	29.77%	1.47×10^8	9.56×10^7

2.数据分析

模式二与模式一相比，湿基低位热值显著提高，且热效率显著提高；另一方面由于模式二采用了源头分类的收集方法，需要焚烧的垃圾（干垃圾）数量显著减少，其影响效果比热效率的增大更为显著，导致了城市生活垃圾发电量与模式一相比显著减少。由表中数据可以看出模式一中的垃圾焚烧发电量最低为

3.36×10^8 ；而在模式二中，发电量最高仅有 2.64×10^8 。发电收益是一个与发电量呈正相关的变量，从而模式二的发电收益与模式一相比有显著下降。

（六）固定资产成本计算模型

1. 数据处理

表 5-25 模式二焚烧固定成本

焚烧设备折旧成本（元）	设备维修成本（元）	垃圾场建设成本（元）
2.7×10^8	9.00×10^7	2×10^8

2. 数据分析

由本文 3.4 节所建立的针对城市生活垃圾焚烧的数值模拟， $\eta_{\text{折旧率}} = (1 - \text{残值}) / \text{预计使用年限}$ ，残值按固定资产 10% 计，以及设备的使用年限我们假设为 10 年，可以得到折旧率为 9%；设备维修率为 3%；垃圾场使用年限设定为 20 年。

（七）政府财政政策模型

1. 数据处理

表 5-26 模式二垃圾焚烧政府补贴

年份	焚烧补贴（元）
2015	3.49×10^8
2016	3.73×10^8
2017	3.91×10^8
2018	3.93×10^8
2019	3.84×10^8
2020	3.85×10^8
2021	3.99×10^8
2022	3.06×10^8
2023	2.23×10^8
2024	1.65×10^8

2. 数据分析

深圳市政府的垃圾焚烧补贴与需焚烧垃圾量和每吨垃圾的平均补贴呈正相关。由数值模拟可知，根据深圳市政策，远期平均垃圾补贴设为 150 元/t，所以垃圾焚烧补贴的唯一决定变量是需焚烧垃圾量，由于模式一采用垃圾全量焚烧的处理方式，需焚烧垃圾量即为深圳市城市生活垃圾总产生量，而模式二采用了垃圾源头分类的方式，需要焚烧的垃圾仅为干垃圾，其数量明显低于模式一中需要焚烧的垃圾数量，从而导致了政府给予的焚烧补贴下降。

由表中数据可知，在 2015 年-2024 年期间，城市生活垃圾按模式二处理，政府补贴明显低于模式一的政府补贴

（八）焚烧垃圾总成本模型

1. 数据处理

表 5-27 模式二焚烧处理垃圾总成本

年份	总成本（元）
2015	1.12×10^8
2016	1.20×10^8
2017	1.27×10^8
2018	1.31×10^8
2019	1.35×10^8
2020	1.41×10^8
2021	1.51×10^8
2022	1.20×10^8
2023	9.21×10^7
2024	6.91×10^7

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型，垃圾焚烧成本是由 $M_{\text{固定资产成本}}$ 、 $M_{\text{垃圾补贴费}}$ 、 $M_{\text{电费收益}}$ 、 $M_{\text{垃圾补贴费}}$ 、 $M_{\text{政府税收}}$ 、 $M_{\text{健康损失费}}$ 几项参数共同决定的。

由表中数据可知，与模式一相比，模式二的城市生活垃圾焚烧成本有显著下降，这与城市生活垃圾源头分类收集降低需焚烧干垃圾数量是分不开的，由此可见，深圳市政府应鼓励推行垃圾源头分类收集在城市居民中实行。

5.3.4 未来十年城市生活垃圾（中心城区干垃圾）转运单元成本计算

1. 数据处理

为了准确对中心城区垃圾全量转运成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，以及本文 5.1 节建立的城市生活垃圾产生量预测模型及求解结果，对本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 5-28 模式二转运成本

年份	转运成本（元）
2015	3.87×10^7
2016	3.59×10^7
2017	3.30×10^7
2018	3.00×10^7
2019	2.69×10^7
2020	2.38×10^7
2021	2.05×10^7
2022	1.71×10^7
2023	1.36×10^7
2024	1.00×10^7

2. 数据分析

由本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型，城市生活垃圾（中心城区干垃圾）转运成本与垃圾总量和垃圾运距两项参数有关，按运输距离划分，具体可以分为：运距为 10 公里以内垃圾总量、运距在 10-20 公里内的垃圾总量、运距大于 20 公里的垃圾总量；大于 10 公里小于等于 20 公里的路程、大于 20 公里的路程。根据本文 3.2 节所建立的针对城市生活垃圾转运成本模型的数值分析。源头分类单位质量垃圾的转运成本为 121.5 元。另外，城市生活垃圾产生量也是

一个重要的参数，由本文 5.1 节所建立的深圳市城市生活垃圾产生量预测模型可知，在 2015-2024 年期间，深圳市城市生活垃圾产生量先上升后下降，并在 2021 年达到最大值。

由表中数据可以看出，深圳市城市生活垃圾按模式二处理，2015 年-2024 年，其中心城区干垃圾转运成本呈先上升后下降的趋势，并在 2021 年达到最大值。

5.3.5 未来十年城市生活垃圾填埋单元成本的计算

（一）垃圾填埋直接成本模型

1. 数据处理

利用本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型以及对 2015 年-2024 年城市生活垃圾产生量的预测，对城市生活垃圾填埋直接成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 5-29 模式二填埋处理成本

年份	填埋面积 (m ²)	填埋投资成本 (元)	填埋土地机会成本 (元)
2015	15722	6.29×10^6	1.53×10^6
2016	15651	6.26×10^6	1.64×10^6
2017	15866	6.35×10^6	1.80×10^6
2018	15521	6.21×10^6	1.90×10^6
2019	14758	5.90×10^6	1.95×10^6
2020	14306	5.72×10^6	2.04×10^6
2021	14337	5.73×10^6	2.21×10^6
2022	10702	4.28×10^6	1.78×10^6
2023	7755	3.10×10^6	1.39×10^6
2024	5869	2.35×10^6	1.14×10^6

2. 数据分析

由于模式二采用了源头分类收集的方法，使部分城市生活垃圾在开始收集时就被分离出来，导致需进行填埋处理的垃圾或灰渣数量下降。由表中数据可以看

出，2015-2024 年，深圳市城市生活垃圾填埋投资成本及填埋土地机会成本逐年递增的同时，与模式一相比有明显的下降。

（二）垃圾填埋渗滤液产生环境成本模型

1. 数据处理

表 5-30 模式二填埋处理过程中产生的环境成本

年份	渗滤液污染半径(m)	渗滤液总量 (m ³)	填埋产生的环境成本 (元)
2015	186	29613.09	5.92×10^7
2016	186	31354.67	6.27×10^7
2017	186	34412.99	6.88×10^7
2018	182	33389.38	6.68×10^7
2019	179	27132.33	5.43×10^7
2020	176	21091.07	4.22×10^7
2021	177	24014.21	4.80×10^7
2022	170	25806.72	5.16×10^7
2023	164	19817.05	3.96×10^7
2024	157	24290.18	4.86×10^7

2. 数据分析

与模式一相比，由于需进行填埋处理的垃圾量减少，填埋产生的渗滤液总量以及填埋造成的环境成本有显著下降。

由此可以看出，为降低环境处理成本，有两个重要途径：（1）提高相关技术，防止渗滤液过分流出或降低垃圾渗滤液的处理成本；（2）降低城市垃圾总产生量。

（3）加强对城市生活垃圾的源头分类的宣传和推广力度。

5.3.6 深圳市城市生活垃圾处理模式二未来十年社会总成本计算

本文根据对深圳市城市生活垃圾各模型的求解以及未来十年处理成本的计算，得到深圳市城市生活垃圾按模式二处理的未来十年的当期社会总成本，如下表所示：

表5-31 模式二垃圾处理社会总成本

年份	总成本（元）
2015	2.27×10^9
2016	2.53×10^9
2017	2.84×10^9
2018	3.12×10^9
2019	3.37×10^9
2020	3.75×10^9
2021	4.41×10^9
2022	4.12×10^9
2023	3.86×10^9
2024	3.93×10^9

5.4 深圳市城市生活垃圾处理模式三未来十年社会总成本计算

根据附件1文献以及本文4.5节介绍，深圳市城市生活垃圾处理模式三可以总结为可以总结为：混合收集+末端分类+湿垃圾生物处理+干垃圾焚烧+中心城区干垃圾转运。

我们将在此节对垃圾处理模式三的未来十年社会总成本进行描述及分析。

5.4.1 未来十年城市生活垃圾混合收集单元成本计算

由本文 3.1 节所建立的针对城市生活垃圾收集模型的数值模拟，由于混合收集没有经过源头分类的过程，所以本文将不再计算混合收集所产生的成本。

5.4.2 未来十年城市生活垃圾末端分类单元成本计算

表 5-32 模式三末端分类后回收收益

年份	末端分类后所剩垃圾%	回收收益（元）
2015	27.61	5.41×10^4
2016	28.36	5.70×10^4

2017	28.71	6.10×10^4
2018	28.92	6.40×10^4
2019	29.07	6.70×10^4
2020	29.48	7.32×10^4
2021	30.40	8.50×10^4
2022	30.72	7.54×10^4
2023	30.49	6.70×10^4
2024	30.11	6.57×10^4

5.4.3 未来十年城市生活垃圾（湿垃圾）生物处理单元成本计算

为了准确对城市生活垃圾湿生物处理单元成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，以及本文 5.1 节建立的城市生活垃圾产生量预测模型及求解结果，对本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾湿垃圾生物处理成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 5-33 模式三湿垃圾生物处理收益及成本

年份	湿垃圾生物处理成本（元）	湿垃圾生物处理收益（元）	湿垃圾总成本（元）
2015	4.47×10^8	5.05×10^8	-5.79×10^7
2016	4.91×10^8	5.55×10^8	-6.36×10^7
2017	5.36×10^8	6.06×10^8	-6.95×10^7
2018	5.67×10^8	6.40×10^8	-7.34×10^7
2019	5.93×10^8	6.70×10^8	-7.68×10^7
2020	6.42×10^8	7.26×10^8	-8.32×10^7
2021	7.32×10^8	8.27×10^8	-9.48×10^7
2022	6.43×10^8	7.26×10^8	-8.32×10^7
2023	5.67×10^8	6.41×10^8	-7.35×10^7
2024	5.51×10^8	6.22×10^8	-7.13×10^7

5.4.4 未来十年城市生活垃圾（干垃圾）焚烧单元成本计算

（一）空气对流热损失模型

1. 数据处理

垃圾处理模式三采用干垃圾焚烧的处理方法。利用本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的空气对流热损失模型，处理数据得下表：

表 5-34 模式三焚烧炉空气对流换热

年份	空气对流换热(kJ/年)
2015	3.02×10^{12}
2016	3.40×10^{12}
2017	3.76×10^{12}
2018	4.01×10^{12}
2019	4.22×10^{12}
2020	4.67×10^{12}
2021	5.58×10^{12}
2022	4.99×10^{12}
2023	4.38×10^{12}
2024	4.20×10^{12}

2. 数据分析

由表中数据可以看出，模式三的空气对流换热与模式二相比下降了近 53%（上文已介绍过原因，这里不再赘述）。

（二）水分蒸发散热模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的水分蒸发散热模型，处理数据得下表：

表 5-35 末端分类前后含水率及焚烧过程中水分蒸发热损失

年份	现含水率%	原含水率%	水分蒸发热损失 (kJ/年)
2015	26.14	51.46	9.68×10^{11}
2016	25.62	50.39	1.07×10^{12}

2017	26.52	50.28	1.22×10^{12}
2018	27.07	50.29	1.33×10^{12}
2019	28.03	50.50	1.45×10^{12}
2020	27.83	50.26	1.60×10^{12}
2021	26.80	49.57	1.84×10^{12}
2022	25.41	48.94	1.56×10^{12}
2023	24.41	48.53	1.31×10^{12}
2024	23.76	48.23	1.23×10^{12}

2. 数据分析

上文中已经介绍，与垃圾处理模式二不同的是，模式三末端分类技术没有将城市垃圾中的塑料分离出来，而塑料的含水率导致了模式三的总含水率与模式二的不同（塑料中较低的含水率会降低总含水率的值），这又导致了模式三的水分蒸发热损失相对于模式二有显著变化。

由表中数据可知，2015 年-2024 年期间，模式二种水蒸发热损失最低值为 2.89×10^{12} ，而模式三中最高值为 1.84×10^{12} 。

（三）焚烧产生烟气及其热量损失计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，处理数据得焚烧产生烟气量，见下表：

表 5-36 模式三焚烧过程中产生的烟气量

年份	总干烟气量 (m^3)	总烟气量 (m^3)	烟气温度 ($^{\circ}\text{C}$)	烟气带走的热量 (KJ/年)
2015	7.60×10^9	9.65×10^9	1199.07	1.04×10^{13}
2016	8.57×10^9	1.09×10^{10}	1248.21	1.22×10^{13}
2017	9.48×10^9	1.20×10^{10}	1296.95	1.41×10^{13}
2018	1.01×10^{10}	1.28×10^{10}	1321.51	1.54×10^{13}

2019	1.06×10^{10}	1.36×10^{10}	1320.51	1.62×10^{13}
2020	1.18×10^{10}	1.50×10^{10}	1320.67	1.79×10^{13}
2021	1.41×10^{10}	1.79×10^{10}	1315.91	2.13×10^{13}
2022	1.26×10^{10}	1.59×10^{10}	1294.46	1.87×10^{13}
2023	1.10×10^{10}	1.40×10^{10}	1210.97	1.52×10^{13}
2024	1.06×10^{10}	1.34×10^{10}	1121.46	1.34×10^{13}

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的焚烧产生烟气及其热量损失计算模型，处理数据得焚烧的热量损失，见下表：

表 5-37 模式三焚烧过程中的热损失

年份	烟气带走的热量 (KJ/年)	焚烧灰热损 (kJ/年)	炉壁热损失 (kJ/年)	热损失 (kJ/年)
2015	1.04×10^{13}	2.41×10^{11}	3.55×10^9	1.16×10^{13}
2016	1.22×10^{13}	2.79×10^{11}	3.55×10^9	1.36×10^{13}
2017	1.41×10^{13}	3.17×10^{11}	3.55×10^9	1.57×10^{13}
2018	1.54×10^{13}	3.42×10^{11}	3.55×10^9	1.70×10^{13}
2019	1.62×10^{13}	3.57×10^{11}	3.55×10^9	1.80×10^{13}
2020	1.79×10^{13}	3.94×10^{11}	3.55×10^9	1.99×10^{13}
2021	2.13×10^{13}	4.70×10^{11}	3.55×10^9	2.36×10^{13}
2022	1.87×10^{13}	4.15×10^{11}	3.55×10^9	2.06×10^{13}
2023	1.52×10^{13}	3.40×10^{11}	3.55×10^9	1.68×10^{13}
2024	1.34×10^{13}	3.01×10^{11}	3.55×10^9	1.49×10^{13}

2. 数据分析

由于模式三中进行了较源头分类更为彻底的分类，即末端分类，需要进行焚烧的干垃圾总量降低，这导致与模式二相比，模式三中的总烟气量、总干烟气量、烟气温度以及烟气带走的热量显著下降，同时，焚烧灰热损失的值也较模式二有显著下降。这将作用于最后热损失的计算。

由表中数据可以看出，模式三的热损失较模式二下降了近 47%。

（四）热效率计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2009 年-2014 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的热效率计算模型，处理数据得热效率，见下表：

表 5-38 模式三焚烧热效率

年份	热损失 (kJ/年)	燃烧产热 (kJ/年)	水蒸发热损失 (kJ/年)	空气对流换热 (kJ/年)	热效率
2015	1.16×10^{13}	1.63×10^{13}	9.68×10^{11}	3.02×10^{12}	28.89%
2016	1.36×10^{13}	1.91×10^{13}	1.07×10^{12}	3.40×10^{12}	28.73%
2017	1.57×10^{13}	2.18×10^{13}	1.22×10^{12}	3.76×10^{12}	28.26%
2018	1.70×10^{13}	2.37×10^{13}	1.33×10^{12}	4.01×10^{12}	28.01%
2019	1.80×10^{13}	2.50×10^{13}	1.45×10^{12}	4.22×10^{12}	27.81%
2020	1.99×10^{13}	2.76×10^{13}	1.60×10^{12}	4.67×10^{12}	27.86%
2021	2.36×10^{13}	3.28×10^{13}	1.84×10^{12}	5.58×10^{12}	28.12%
2022	2.06×10^{13}	2.89×10^{13}	1.56×10^{12}	4.99×10^{12}	28.55%
2023	1.68×10^{13}	2.38×10^{13}	1.31×10^{12}	4.38×10^{12}	29.30%
2024	1.49×10^{13}	2.1×10^{13}	1.23×10^{12}	4.20×10^{12}	30.11%

2. 数据分析

由于模式三中进行了较源头分类更为彻底的分类，即末端分类，需要进行焚烧的干垃圾总量降低，这导致与模式二相比，模式三中的燃烧产生热量显著下降。而热效率是垃圾焚烧热损失、燃烧产热、水蒸发热损失、空气对流换热几项参数综合作用的结果，几项参数较模式二下降幅度相差不多，最终导致虽然每项参数都有显著变化，但热效率的值依旧保持相对稳定。

（五）发电量收益计算模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的发电量收益计算模型，处理数据得下表：

表 5-39 模式三焚烧发电量及发电收益

年份	湿基低位热值 (kJ/kg)	热效率	发电量 (kwh/年)	发电收益 (元)
2015	8305.67	28.89%	2.28×10^8	1.48×10^8
2016	8667.93	28.73%	2.65×10^8	1.72×10^8
2017	9052.56	28.26%	2.98×10^8	1.94×10^8
2018	9248.69	28.01%	3.21×10^8	2.08×10^8
2019	9259.52	27.81%	3.36×10^8	2.18×10^8
2020	9256.97	27.86%	3.72×10^8	2.42×10^8
2021	9201.29	28.12%	4.46×10^8	2.90×10^8
2022	9013.09	28.55%	3.98×10^8	2.59×10^8
2023	8365.77	29.30%	3.37×10^8	2.19×10^8
2024	7681.36	30.11%	3.10×10^8	2.02×10^8

2. 数据分析

由于模式三中进行了较源头分类更为彻底的分类，即末端分类，需要进行焚烧的干垃圾总量降低，这导致与模式二相比，模式三用于焚烧发电的干垃圾减少了。由表中数据可以看出，发电量下降了将近 46%。这最终导致了焚烧发电效益的下降，并作为一个重要的影响参数，影响焚烧发电社会总成本的大小。

（六）固定资产成本计算模型

1. 数据处理

表 5-40 模式三焚烧固定成本

焚烧设备折旧成本 (元)	设备维修成本 (元)	垃圾场建设成本 (元)
2.7×10^8	9.00×10^7	2×10^8

2. 数据分析

由本文 3.4 节所建立的针对城市生活垃圾焚烧的数值模拟， $\eta_{\text{折旧率}} = (1 - \text{残值}) / \text{预计使用年限}$ ，残值按固定资产 10% 计，以及设备的使用年限我们假设为 10 年，可以得到折旧率为 9%；设备维修率为 3%；垃圾场使用年限设定为 20 年。

（七）政府财政政策模型

1. 数据处理

利用本文 4.2 节所介绍的 2015 年-2024 年深圳市城市生活垃圾产生量以及本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型中的政府财政政策模型，处理数据得下表：

表 5-41 模式三焚烧处理政府补贴

年份	焚烧补贴（元）
2015	1.68×10^8
2016	1.99×10^8
2017	2.30×10^8
2018	2.55×10^8
2019	2.80×10^8
2020	3.22×10^8
2021	4.00×10^8
2022	3.71×10^8
2023	3.37×10^8
2024	3.34×10^8

2. 数据分析

由于模式三中进行了较源头分类更为彻底的分类，即末端分类，需要进行焚烧的干垃圾总量降低，这导致与模式二相比，需要焚烧的干垃圾数量降低，模式三中政府给予的焚烧补贴下降。由表中数据可以看出，模式三与模式二相比政府补贴下降了将近 46%。

（八）焚烧垃圾总成本模型

1. 数据处理

表 5-42 模式三焚烧过程总成本

年份	总成本（元）
2015	5.80×10^8
2016	5.87×10^8
2017	5.96×10^8
2018	6.07×10^8
2019	6.22×10^8
2020	6.40×10^8
2021	6.70×10^8
2022	6.72×10^8
2023	6.78×10^8
2024	6.93×10^8

2. 数据分析

根据本文 2.5 节所建立的城市生活垃圾焚烧成本模型，垃圾焚烧成本是由 M 固定资产成本、 M 垃圾补贴费、 M 电费收益、 M 垃圾补贴费、 M 政府税收、 M 健康损失费几项参数共同决定的。

由表中数据可知，与模式一相比，模式三的城市生活垃圾焚烧成本有显著下降，这与城市生活垃圾末端分类降低需焚烧干垃圾数量是分不开的；另外，由表中数据，在 2015 年-2024 年，模式三的垃圾焚烧总成本与模式二相比已经没有较显著的变化，说明远期城市垃圾末端分类收集效果与垃圾源头分类收集相差不多这可能与城市居民源头分类参与率、垃圾分拣率的提高有较大的关系。由此可见，城市生活垃圾源头分类是一个值得广泛推广的政策。

5.4.5 未来十年城市生活垃圾（中心城区干垃圾）转运单元成本计算

为了准确对中心城区垃圾全量转运成本进行计算，本文利用深圳市年鉴、附件 4-附件 9 所提供的数据，以及本文 5.1 节建立的城市生活垃圾产生量预测模型及求解结果，对本文 2.3 节所建立的城市生活垃圾转运成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 5-43 模式三转运成本

年份	转运成本（元）	预处理成本（元）	转运站固定成本（元）	转运处理成本（元）
2015	1.51×10^8	2.42×10^8	2.90×10^8	1.43×10^8
2016	1.71×10^8	2.61×10^8	3.18×10^8	1.80×10^8
2017	1.89×10^8	2.80×10^8	3.48×10^8	2.06×10^8
2018	2.01×10^8	2.94×10^8	3.68×10^8	2.23×10^8
2019	2.12×10^8	3.07×10^8	3.85×10^8	2.34×10^8
2020	2.34×10^8	3.30×10^8	4.20×10^8	2.53×10^8
2021	2.80×10^8	3.72×10^8	4.87×10^8	2.89×10^8
2022	2.50×10^8	3.40×10^8	4.31×10^8	2.68×10^8
2023	2.20×10^8	3.12×10^8	3.81×10^8	2.42×10^8
2024	2.11×10^8	3.07×10^8	3.70×10^8	2.31×10^8

5.4.6 未来十年城市生活垃圾填埋单元成本的计算

（一）垃圾填埋直接成本模型

1. 数据处理

利用本文 2.6 节所建立的城市生活垃圾焚烧模型以及对 2015 年-2024 年城市生活垃圾产生量的预测，对城市生活垃圾填埋直接成本模型进行求解，处理数据得下表：

表 5-44 模式三填埋处理成本

年份	填埋面积（m ² ）	填埋投资成本（元）	填埋土地机会成本（元）
2015	19016	7.61×10^6	1.84×10^6
2016	19932	7.97×10^6	2.09×10^6
2017	20727	8.29×10^6	2.35×10^6
2018	20858	8.34×10^6	2.55×10^6
2019	20684	8.27×10^6	2.73×10^6
2020	21454	8.58×10^6	3.06×10^6
2021	23871	9.55×10^6	3.67×10^6
2022	20042	8.02×10^6	3.33×10^6

2023	16487	6.59×10^6	2.96×10^6
2024	14663	5.87×10^6	2.84×10^6

2. 数据分析

由于模式三采用了混合收集后末端分类的方法，使生活垃圾通过人工分拣分离开来，导致需进行填埋处理的垃圾或灰渣数量下降，。由表中数据可以看出，2015-2024 年，深圳市城市生活垃圾填埋投资成本及填埋土地机会成本逐年递增的同时，与模式一相比有明显的下降。

（二）垃圾填埋渗滤液产生环境成本模型

1. 数据处理

表 5-45 模式三填埋处理环境成本

年份	渗滤液污染半径（m）	渗滤液总量(m^3)	填埋产生的环境成本
2015	190	3.11×10^4	6.22×10^7
2016	193	3.44×10^4	6.89×10^7
2017	191	3.64×10^4	7.29×10^7
2018	194	3.97×10^4	7.95×10^7
2019	191	3.22×10^4	6.45×10^7
2020	188	2.49×10^4	4.99×10^7
2021	203	3.53×10^4	7.06×10^7
2022	193	3.66×10^4	7.31×10^7
2023	182	2.61×10^4	5.22×10^7
2024	177	3.35×10^4	6.70×10^7

2. 数据分析

由本文 2.7 节所建立的城市生活垃圾填埋模型，垃圾填埋产生的环境成本与处理单位质量垃圾渗滤液成本以及渗滤液总量呈正相关，而后者与城市生活垃圾总产生量呈正相关。与模式一相比，由于需进行填埋处理的垃圾量减少，填埋产生的渗滤液总量以及填埋造成的环境成本有显著下降。

由此可以看出,为降低环境处理成本,有两个重要途径:(1)提高相关技术,防止渗滤液过分流出或降低垃圾渗滤液的处理成本;(2)降低城市垃圾总产生量。

(3)加强对城市生活垃圾的末端分类的宣传和推广力度,避免直接进行不加选择的全量燃烧。

5.4.7 深圳市城市生活垃圾处理模式三未来十年社会总成本计算

本文根据对深圳市城市生活垃圾各模型的求解以及未来十年处理成本的计算,得到深圳市城市生活垃圾按模式三处理的未来十年的当期社会总成本,如下表所示:

表5-48 模式三垃圾处理社会总成本

年份	总成本(元)
2015	1.78×10^9
2016	1.91×10^9
2017	2.03×10^9
2018	2.13×10^9
2019	2.19×10^9
2020	2.33×10^9
2021	2.62×10^9
2022	2.42×10^9
2023	2.22×10^9
2024	2.21×10^9

5.5 三种垃圾处理模式未来十年社会成本的对比分析

表 5-49 未来十年三种模式垃圾处理社会总成本

年份	垃圾量(万吨)	模式一(元)	模式二(元)	模式三(元)
2015	580	1.84×10^9	2.27×10^9	1.78×10^9
2016	636	1.92×10^9	2.53×10^9	1.91×10^9

2017	695	2.01×10^9	2.84×10^9	2.03×10^9
2018	735	2.09×10^9	3.12×10^9	2.13×10^9
2019	770	2.17×10^9	3.37×10^9	2.19×10^9
2020	840	2.30×10^9	3.75×10^9	2.33×10^9
2021	974	2.54×10^9	4.41×10^9	2.62×10^9
2022	862	2.43×10^9	4.12×10^9	2.42×10^9
2023	762	2.35×10^9	3.86×10^9	2.22×10^9
2024	740	2.35×10^9	3.93×10^9	2.21×10^9

由上表我们可以看出，未来十年（2015年-2024年），模式二的成本最高，模式三的成本最低，而且模式三的成本比模式二和模式一均低至少50%。模式一的成本随垃圾产量变化而作出相同方向的变化；模式三的成本对于垃圾产量变化的反应并不强烈，远期5年（2020年-2024年）变化不大；模式二的成本也随着垃圾产量增大而增大，随其减小而减小。因此从远期成本来看模式三依旧是最好的选择。由于未来垃圾产量可能依旧高居不下，因此模式一的成本也会随之保持较高的水平。而模式二成本高的主要原因是政府对于垃圾分类所付出的补贴，其补贴费占总成本的70%以上。因此，如果模式二能够调整政府对于垃圾分类的补贴，模式二将成为未来最主要的选择。

5.6 本章小结

在本章中，我们利用灰色关联度分析法对影响垃圾产生量的各因素进行了分析，并得出了各因素对垃圾产生量影响的权重，在此基础上，我们应用BP神经网络对深圳市未来十年（2015~2024）的垃圾产生量进行了模拟并得出结果。之后，我们利用模拟出的未来十年垃圾产生量，计算出了各模式下深圳市未来十年（2015~2024）垃圾处理社会总成本、各垃圾处理模式下各单元成本以及各模型的子模型运行的结果，通过三个模式总成本以及各项成本的综合比对，我们得出结论：针对未来深圳市的垃圾产生情况，模式三成本依旧最低，但模式二的环境效益最好。对于模式二，政府对于垃圾分类所付出的财政补贴，如果不作出调整，未来依旧是影响模式二垃圾处理总成本过高的的重要因素。未来如果能根据实际情况调整其补贴，模式二将会是深圳市未来垃圾处理模式的发展趋势。对于模式一，

其成本随垃圾产生量的增加而不断增加,因此,面对未来垃圾产生量的不断增长,该处理模式已经难以满足深圳市生活垃圾处理的需求,并且会对社会造成严重的经济压力。

在下一章中,我们将用成本效益分析法,结合第四章与本章的数据结果,对深圳市未来生活垃圾处理优选模式进行系统的、科学性的评估。

第六章 深圳市生活垃圾诸模式各项成本及收益比例变化趋势及远期成本效益分析

在第四章及第五章中，我们分别计算了深圳市城市生活垃圾当期（2009-2014 年）以及未来十年（2015-2024 年）三种处理模式下的社会总成本。在本章中，本文将针对上述结果，对深圳市城市生活垃圾各单元成本比例以及处理过程中产生的收益比例进行对比总结，并对各比例 2009-2024 年间的变化趋势进行分析，针对研究结果，对深圳市城市生活垃圾三种处理模式进行远期成本效益分析，得出初步结论。

6.1 深圳市生活垃圾诸模式成本变化趋势

6.1.1 模式一各项成本比例变化趋势

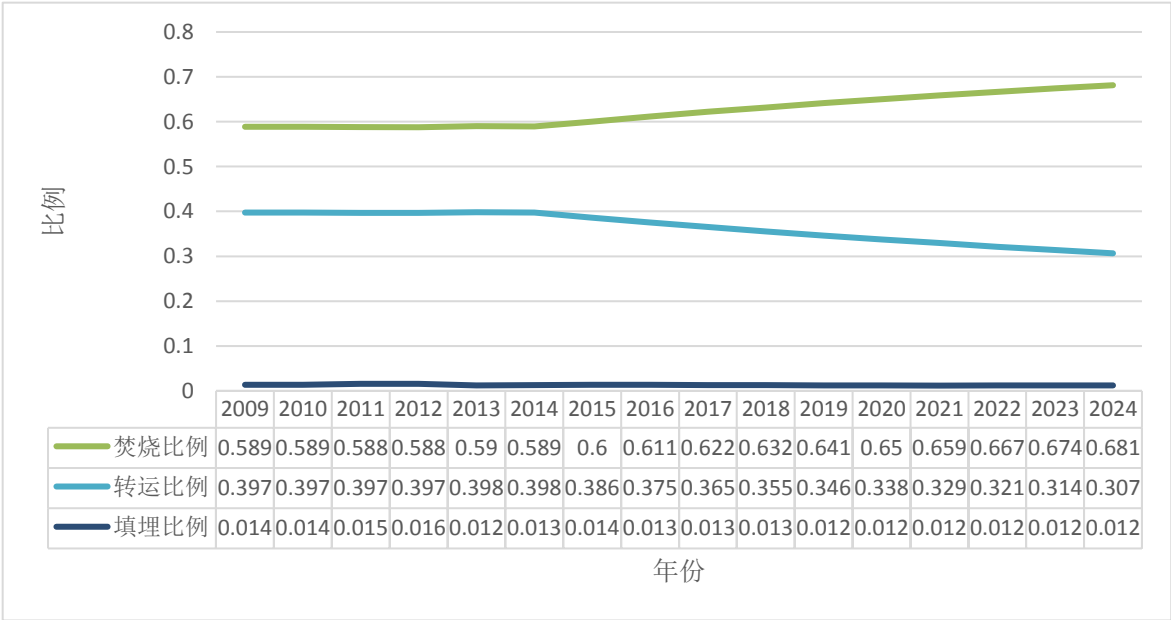


图 6-1 2009-2024 年模式一各项成本比例变化趋势图

由于模式一中不存在收集、预处理以及湿垃圾生物处理成本，因此，只有焚烧、转运和填埋成本。由图 6-1 中可以看出，焚烧所需成本所占比例始终最大，

达到 59%以上；填埋所需成本比例最小，为 0.01%；转运所需成本比例在两者之间，占 30%-40%。

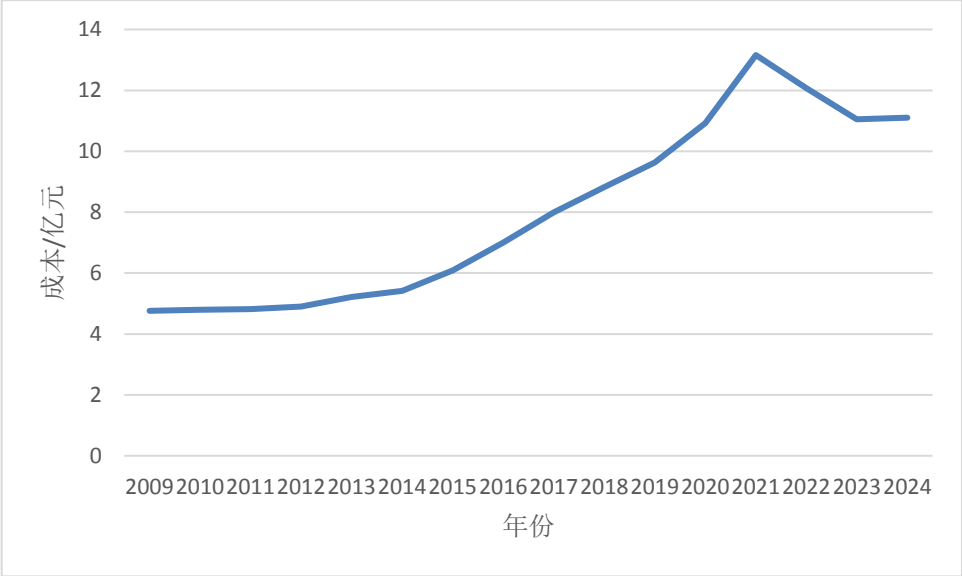


图 6-2 2009-2024 年焚烧成本变化趋势图

由图 6-1 中数据可以看出，深圳市城市生活垃圾焚烧所需成本比例在 2009-2014 年期间变化不大，呈小幅波动趋势单总体较为平稳；2015 年-2024 年期间，焚烧成本所占比例呈逐年上升的趋势，且每年增长幅度较为稳定。由图 6-2 可知，焚烧成本 2009-2014 年焚烧成本变化较小，趋势较为平稳，2015 -2024 年呈先上升后下降的趋势，并在 2021 年达到了最大值。

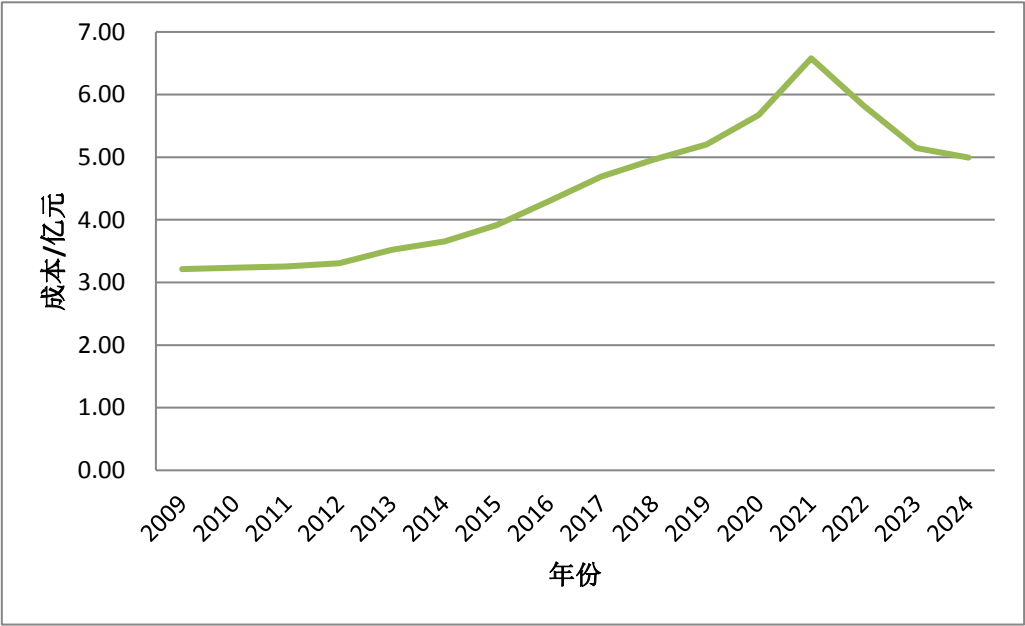


图 6-3 2009-2024 年转运成本变化趋势图

此外,由图 6-1 可知,深圳市城市生活垃圾转运所需成本比例在 2009 年-2014 年期间变动很小,但呈现出了小幅下降的趋势;2015-2024 年期间,其成本比例呈现出非常明显的逐年下降的趋势,且每年下降幅度较为稳定。由图 6-3 可知,城市生活垃圾转运成本在 2009-2014 年变化较小,但整体呈现逐年上升的趋势,;2015-2024 年期间呈先上升后下降的趋势,并在 2021 年达到了最大值



图 6-4 2009-2024 年填埋成本变化趋势图

最后,由图 6-1 可知,深圳市城市生活垃圾填埋所需成本比例在 2009 年-2025 年期间整体变化幅度很小,呈现较为稳定的趋势。由图 6-4 可知,城市生活垃圾填埋成本在 2009-2014 年呈先上升后下降的趋势,在 2012 年达到最大值;2015-2024 年期间呈先上升后下降的趋势,并在 2021 年达到了最大值

6.1.2 模式二各项成本比例变化趋势

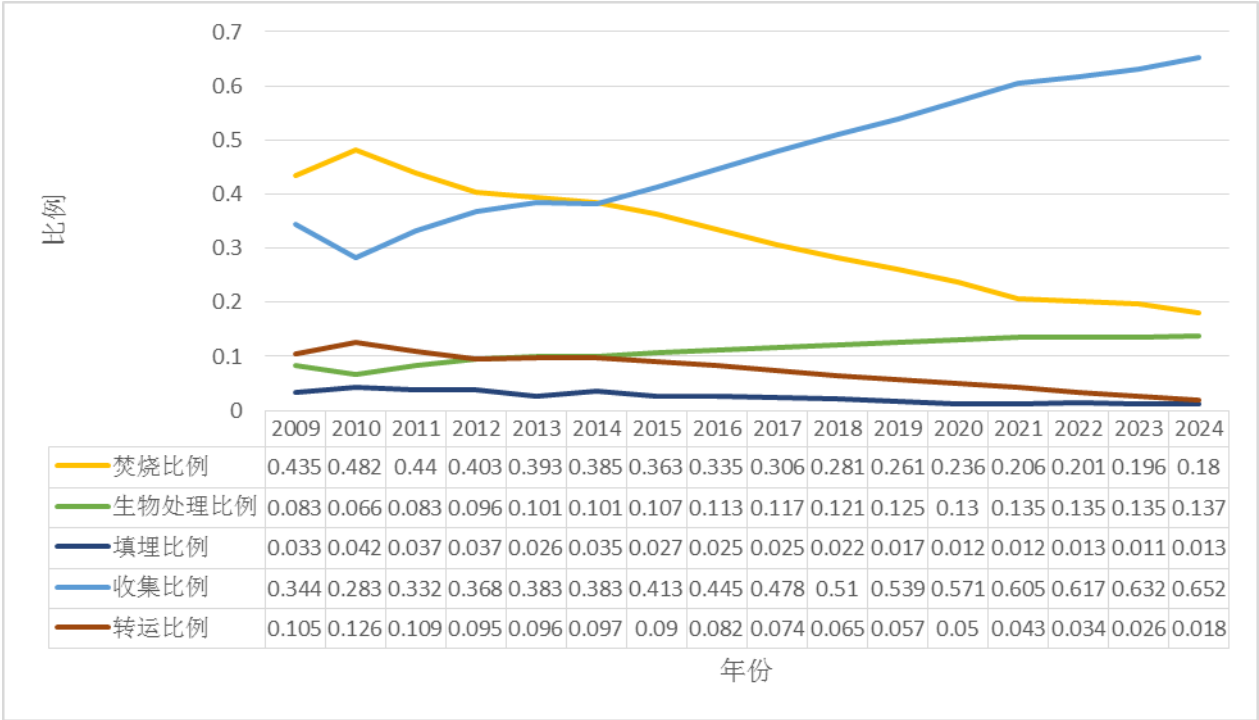


图 6-5 2009-2024 年模式二各项成本比例变化趋势图

由于模式二中深圳市城市生活垃圾成本计算的主要有收集成本、焚烧成本、转运成本、生物处理成本以及填埋成本。由图 6-5 中可以看出，收集所需成本在 2015 年之后所占比例始终最大，最高达到 65%以上；焚烧成本次之，但焚烧成本逐年下降，最终占到 18%左右；填埋所需成本比例最小，为 2%左右；转运成本所占比例逐年下降，最高由 12.6%降至 1.8%；而湿垃圾生物处理所占比例在缓慢上升，由 8.3%上升至 13.7%。

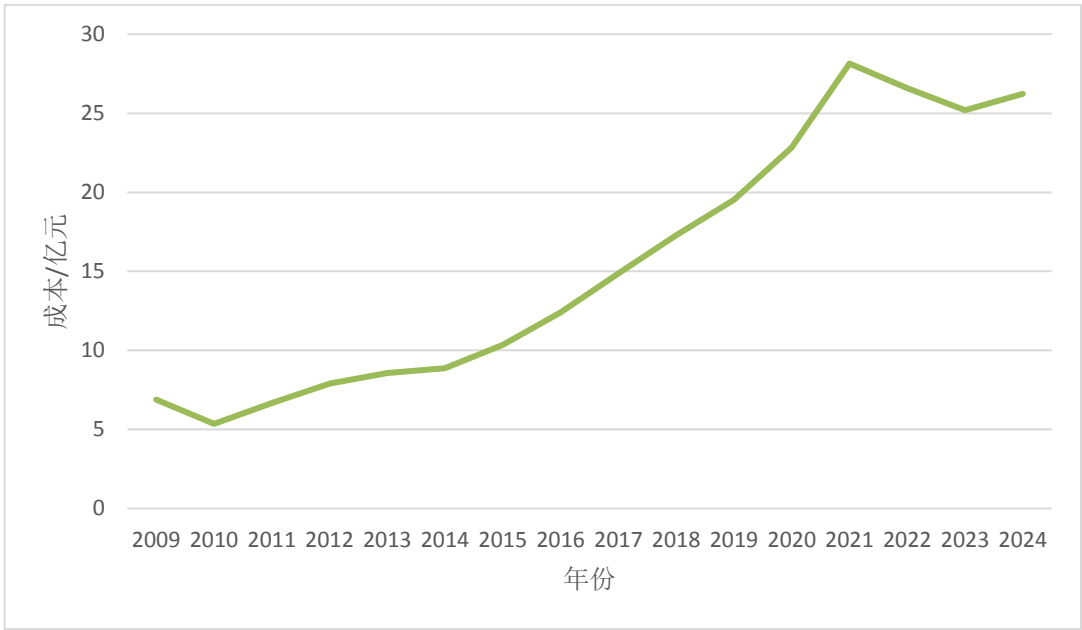


图 6-6 2009-2024 年收集成本变化趋势图

由图 6-6 中数据可以看出，深圳市城市生活垃圾收集所需成本比例在 2009-2025 年期间整体呈逐年递增的趋势，并在 2021 年达到了最大值。由图 6-6 可知，收集成本 2009-2014 年焚烧成本变化较小，趋势较为平稳，由图 6-5 我们可以看出收集成本在模式二的总成本中，占据着相当大的比例，这个数据在 2020 年及之后体现的极为明显，均达到了 57%以上，因此若是远期模式二处理模式中，深圳市对于垃圾分类补贴能够降低，则模式二成本将会有很大程度的降低。

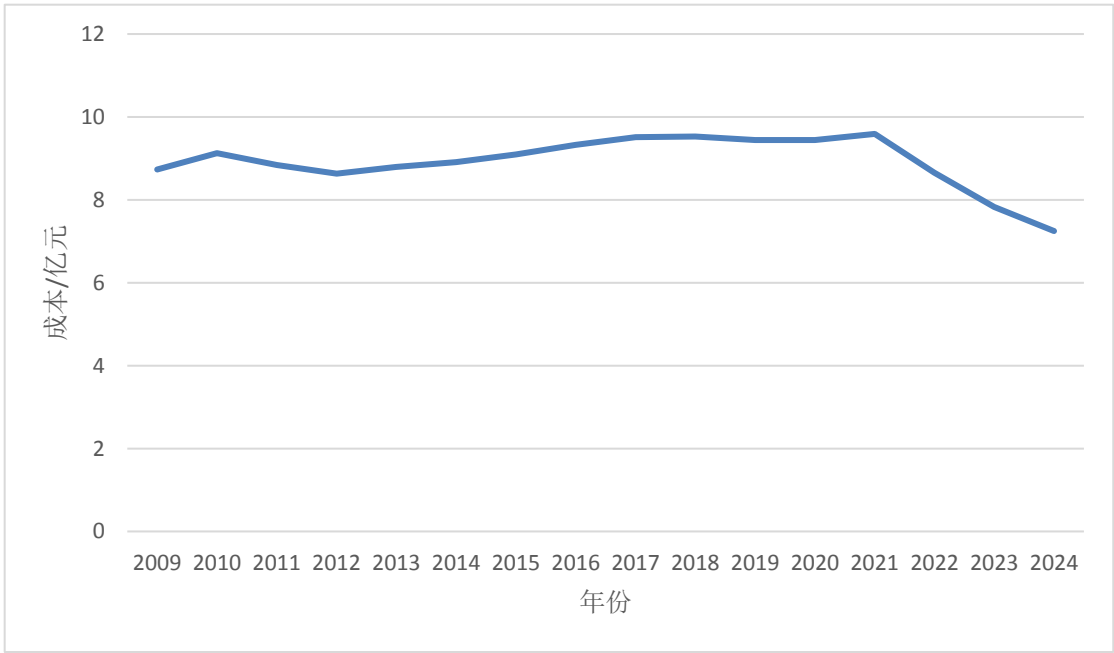


图 6-7 2009-2024 年焚烧成本变化趋势图

由图 6-5 中数据可以看出，深圳市城市生活垃圾焚烧所需成本比例在 2009-2025 年期间整体呈逐年递减的趋势，并在 2021 年达到了最小值。由图 6-7 可知，焚烧成本 2009-2014 年焚烧成本变化较小，趋势较为平稳，在 2010 年达到了最大值，2015 -2024 年呈先上升后下降的趋势，并在 2021 年达到了最大值。

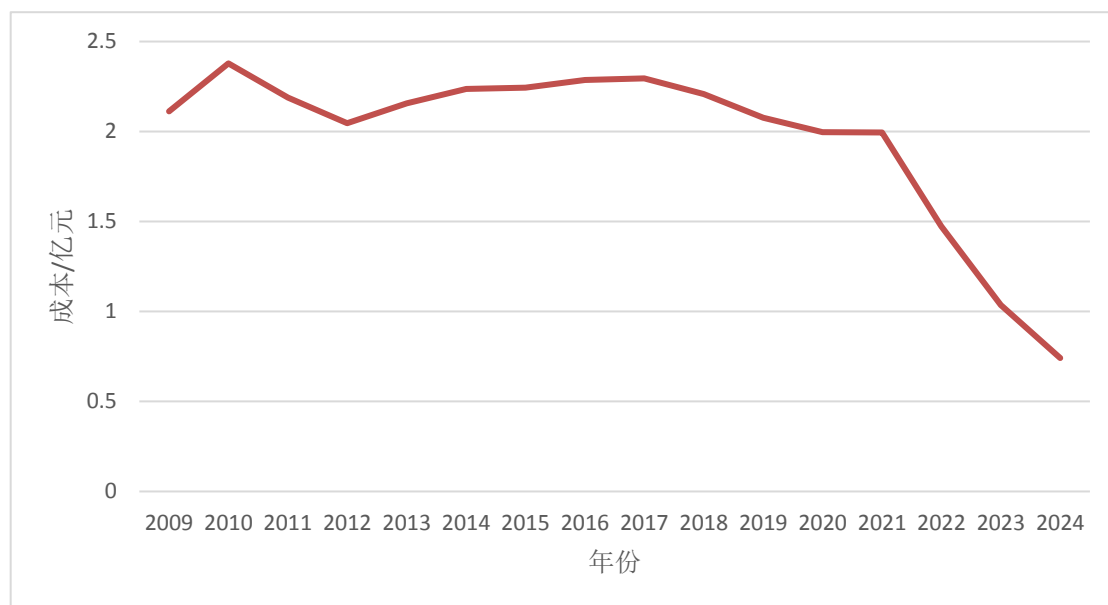


图 6-8 2009-2024 年转运成本变化趋势图

此外，由图 6-5 可知，深圳市城市生活垃圾转运所需成本比例在 2009 年-2014 年期间变动很小，但呈现出了小幅下降的趋势；2015-2024 年期间，其成本比例呈现出非常明显的逐年下降的趋势，且每年下降幅度较为稳定。由图 6-8 可知，城市生活垃圾转运成本在 2009-2014 年的呈现出一定的波动性，并在 2010 年达到了最大值；2015-2024 年期间呈先上升后下降的趋势，并在 2017 年达到了最大值，此后逐年下降。

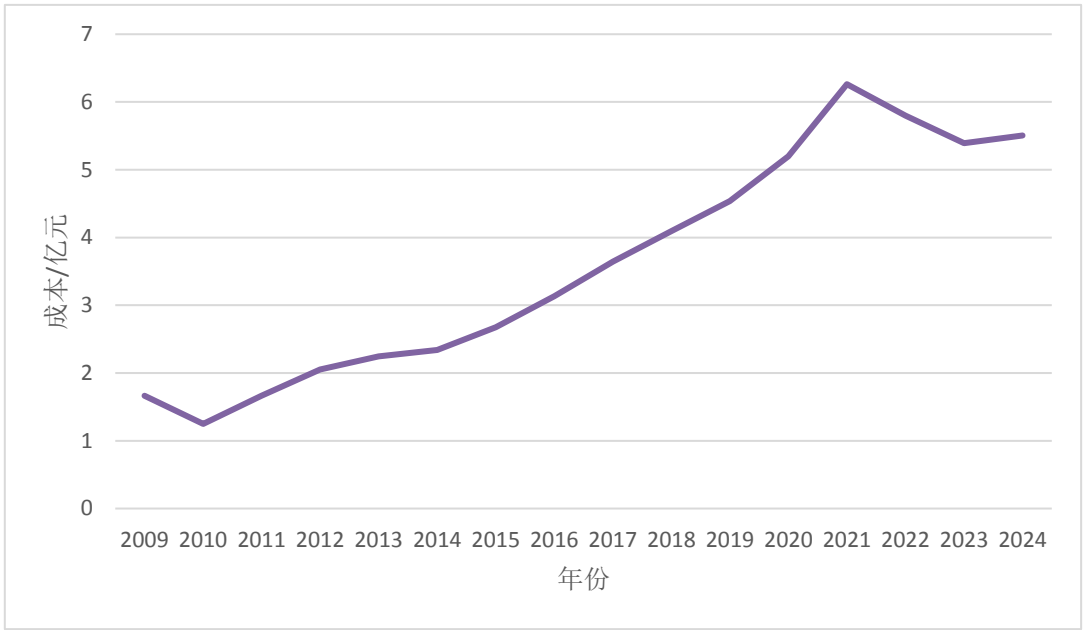


图 6-9 2009-2024 年湿垃圾生物处理成本变化趋势图

由图 6-5 可知，深圳市城市生活垃圾湿垃圾生物处理所需成本比例在 2009 年-2014 年期间变动很小，但呈现出了小幅下降的趋势；2015-2024 年期间，其成本比例呈现出非常明显的逐年下降的趋势，且每年下降幅度较为稳定。由图 6-9 可知，城市生活垃圾转运成本在 2009-2014 年的呈现出一定的波动性，并在 2010 年达到了最大值；2015-2024 年期间呈先上升后下降的趋势，并在 2017 年达到了最大值，此后逐年下降。

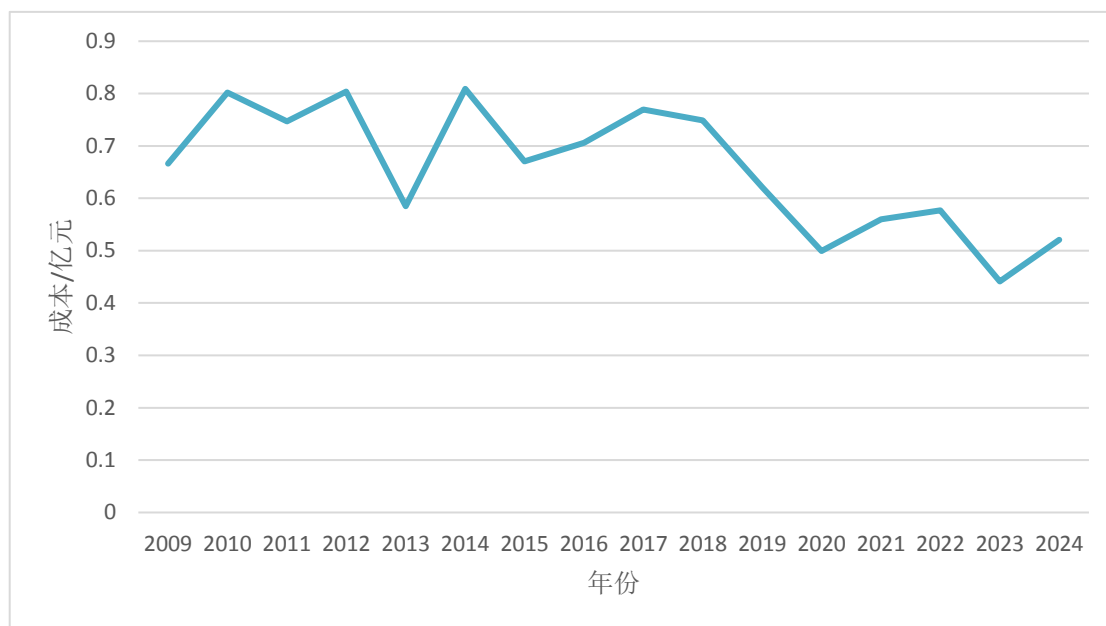


图 6-10 2009-2024 年填埋成本变化趋势图

此外，由图 6-5 可知，深圳市城市生活垃圾湿垃圾生物处理所需成本比例在 2009 年-2014 年期间变动很小，但呈现出了小幅下降的趋势；2015-2024 年期间，其成本比例也呈现出逐年下降的趋势，且每年下降幅度较为稳定。由图 6-10 可知，城市生活垃圾转运成本在 2009-2014 年的呈现出一定的波动性，并在 2013 年达到了极小值；2015-2024 年期间呈先上升后下降的趋势，并在 2023 年达到了最小值。

6.1.3 模式三各成本比例变化趋势

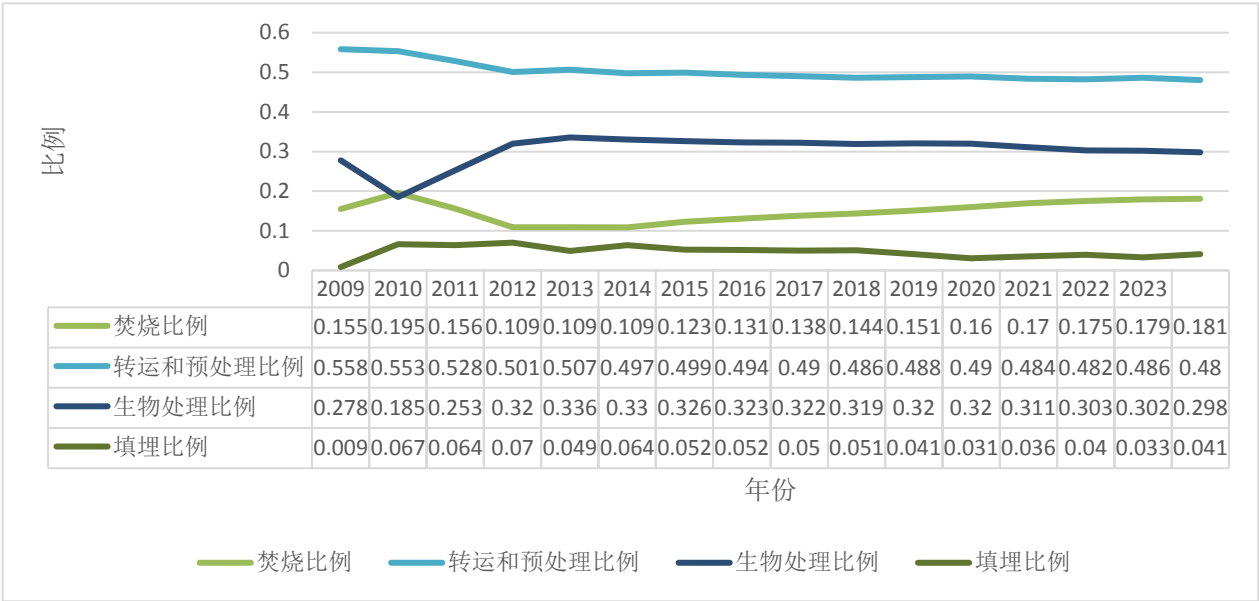


图 6-11 2009-2024 年模式一各项成本比例变化趋势图

城市生活垃圾处理模式三中有主要影响的成本单元为：焚烧成本、转运和预处理成本、生物处理成本以及填埋成本。由图 6-11 中可以看出，不同于模式一及模式二，模式三中占垃圾处理总成本比例最大的为转运和预处理成本比例，达 48%以上；填埋所需成本比例最小，为 0.01%左右；焚烧及生物处理所需成本间。

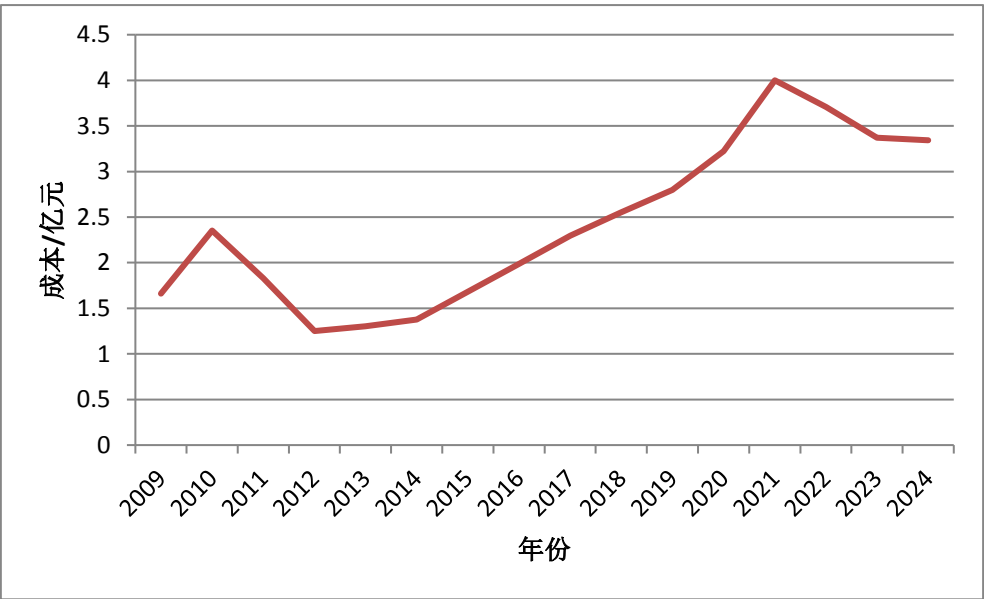


图 6-12 2009-2024 年焚烧成本变化趋势图

由图 6-11 中数据可以看出,深圳市城市生活垃圾焚烧所需成本比例在 2009-2025 年期间整体呈逐年递增的趋势,但在 2009-2014 年期间有先上升后下降的波动。由图 6-12 可知,焚烧成本 2009-2014 年焚烧成本变化先上升后下降,在 2010 年达到最大值,2012 年之后逐年上升,并在 2021 年达到了最大值,其后下降。

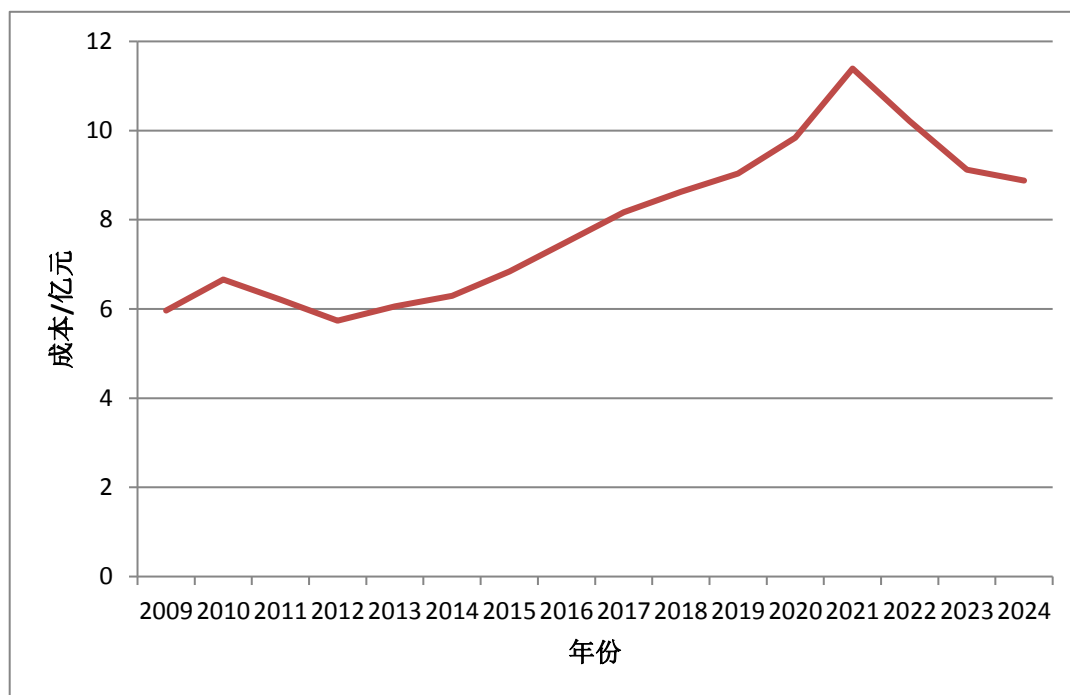


图 6-13 2009-2024 年转运及预处理成本变化趋势图

此外,由图 6-11 可知,深圳市城市生活垃圾转运所需成本比例在 2009 年-2014 年期间变动很小,但呈现出了小幅下降的趋势;2015-2024 年期间,其成本比例呈现出非常明显的逐年下降的趋势,且每年下降幅度较为稳定。由图 6-13 可知,城市生活垃圾转运成本在 2009-2014 年的呈现出一定的波动性,并在 2010 年达到了最大值;2015-2024 年期间呈先上升后下降的趋势,并在 2021 年达到了最大值,此后逐年下降。

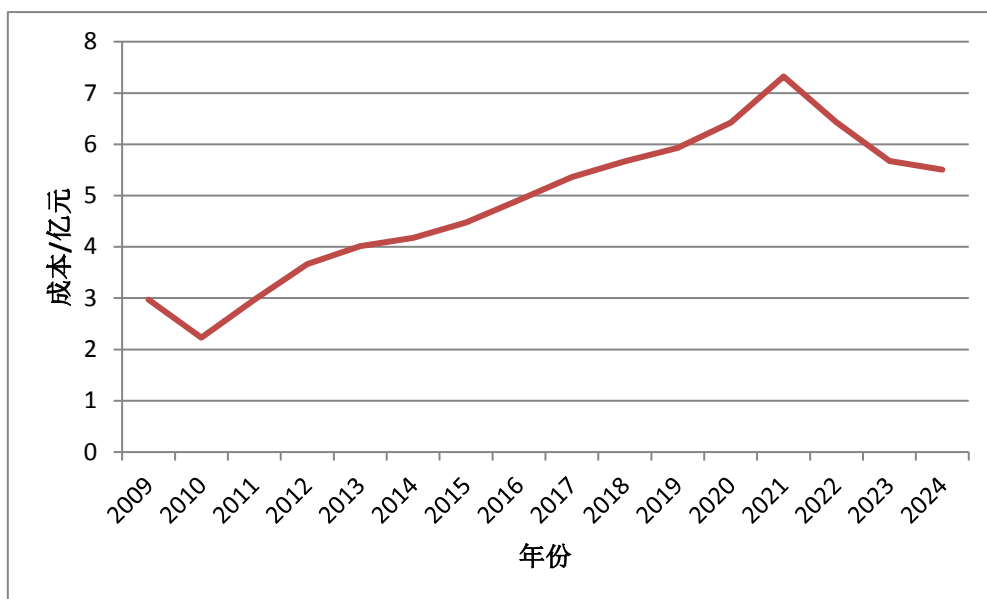


图 6-14 2009-2024 年湿垃圾生物处理成本变化趋势图

由图 6-11 可知，深圳市城市生活垃圾湿垃圾生物处理所需成本比例在 2009 年-2014 年期间变动很小，但呈现出了小幅先下降后上升的趋势；2015-2024 年期间，其成本比例呈现出非常平稳的现象，变化幅度非常小，后期出现了小幅下降。由图 6-14 可知，城市生活垃圾转运成本在 2009-2014 年的呈现出一定的波动性，并在 2010 年达到了最小值；2015-2024 年期间呈先上升后下降的趋势，并在 2021 年达到了最大值，此后逐年下降。

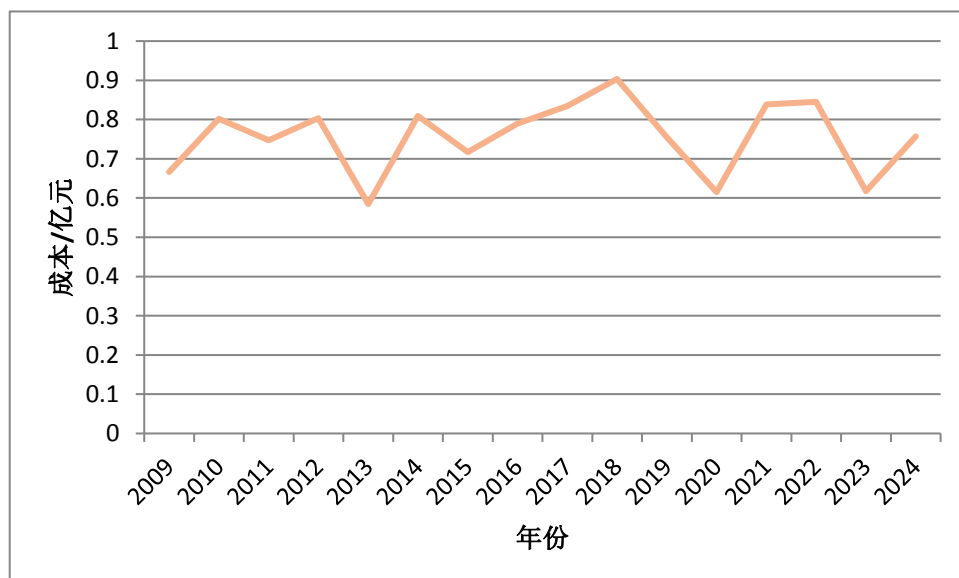


图 6-15 2009-2024 年填埋成本变化趋势图

此外，由图 6-11 可知，深圳市城市生活垃圾湿垃圾生物处理所需成本比例在 2009 年-2014 年期间变动很小，但呈现出了小幅下降的趋势；2015-2024 年期

间，其成本比例也呈现出逐年下降的趋势，且每年下降幅度较为稳定。由图 6-15 可知，城市生活垃圾转运成本在 2009-2014 年的呈现出一定的波动性，并在 2013 年达到了极小值；2015-2024 年期间呈先上升后下降的趋势，并在 2023 年达到了最小值。

6.2 深圳市生活垃圾诸模式收益变化趋势

6.2.1 模式一各项收益变化趋势

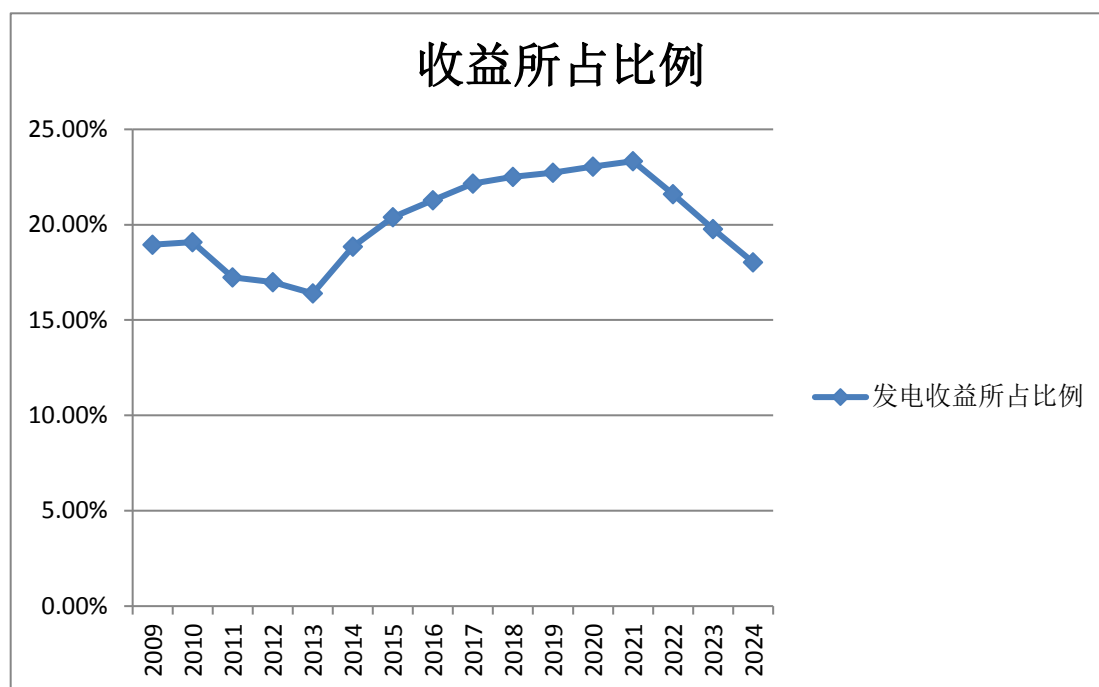


图 6-16 2009-2024 年模式一各项收益比例变化趋势图

经过本文对深圳市城市生活垃圾处理各单元成本收益分析可知，在处理模式一种，城市生活垃圾处理过程中有收益产生的单元只有焚烧发电单元。由图 6-16 可知，生活垃圾按模式一处理所产生的发电收益比例最大可达到 24% 左右，这可使垃圾处理总成本下降 24%。

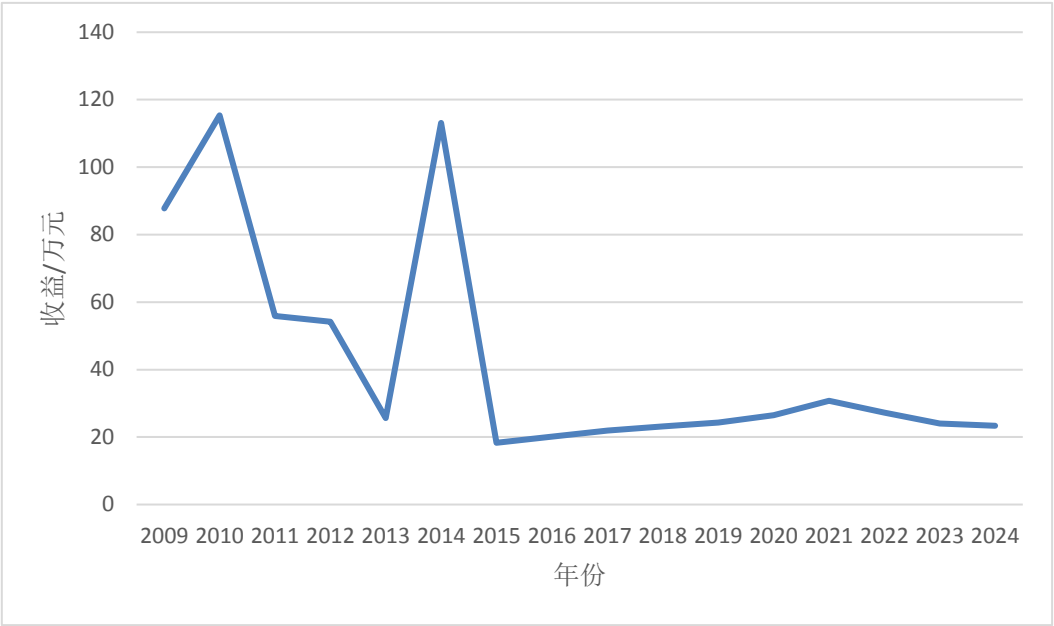


图 6-17 2009-2024 年模式一焚烧发电收益比例变化趋势图

由图 6-17 可以看出，深圳市城市生活垃圾按模式一处理所产生的焚烧发电收益在 2009-2014 期间变化幅度不大，2015 之后逐年上升在 2021 年达到峰值后下降，最后在 2024 年达到最大值。

6.2.2 模式二各项收益变化趋势

图 6-18 2009-2024 年模式二各项收益比例变化趋势图



经过本文对深圳市城市生活垃圾处理各单元成本收益分析可知，在处理模式二中，城市生活垃圾处理过程中有收益产生的单元有：焚烧发电单元、垃圾回收单元、湿垃圾生物处理单元。由图 6-18 可知，深圳市城市生活垃圾按模式二处理所产生的收益中，2009 年-2014 年，即当期，各项单元收益占总成本的比例基本相同且变化幅度较小，2015 年之后，焚烧发电比例下降，回收比例升高，其中焚烧发电收益比例下降极为明显，最终降到 3%左右；回收单元最大使总成本下降了 34%左右。而湿垃圾生物处理成本比例在后期呈现缓慢上升趋势。

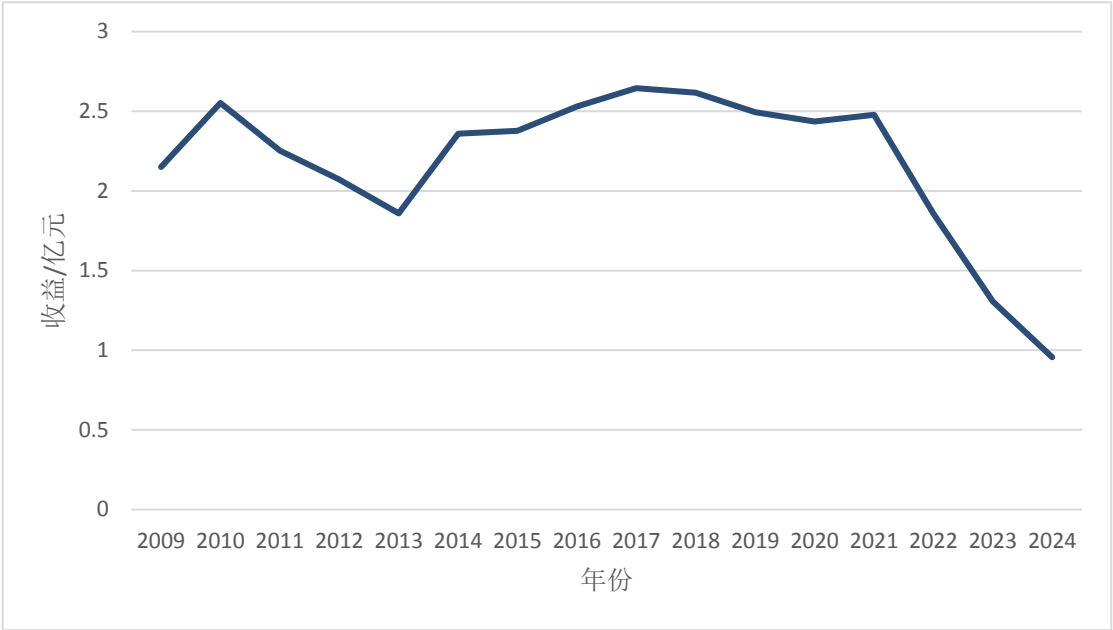


图 6-19 2009-2024 年模式二焚烧发电收益比例变化趋势图

由图 6-19 可以看出，深圳市城市生活垃圾按模式二处理所产生的焚烧发电收益在 2009-2014 期间呈先上升后下降的小幅度波动，2015 之后变化幅度不大，2021 年之后逐年下降。

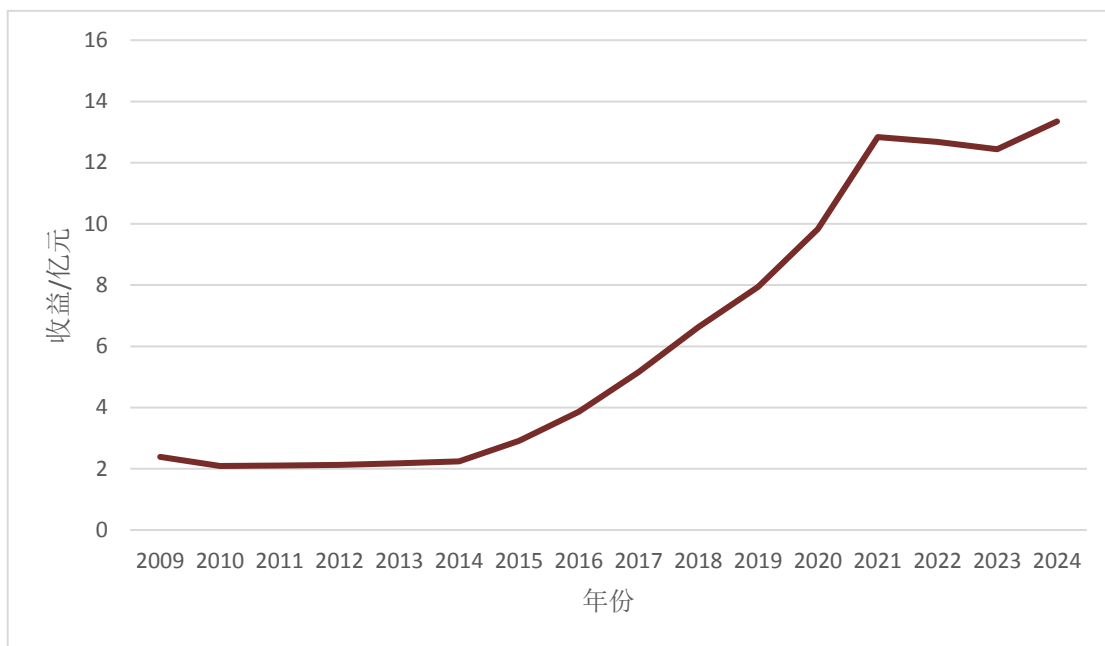


图 6-20 2009-2024 年模式二回收收益比例变化趋势图

由图 6-20 可以看出，深圳市城市生活垃圾按模式二处理所产生的回收收益在 2009-2014 期间变化幅度很小，基本趋于稳定，2015 之后变呈现逐年上升的趋势，虽然在后期有小幅波动，但总体仍呈上升趋势。

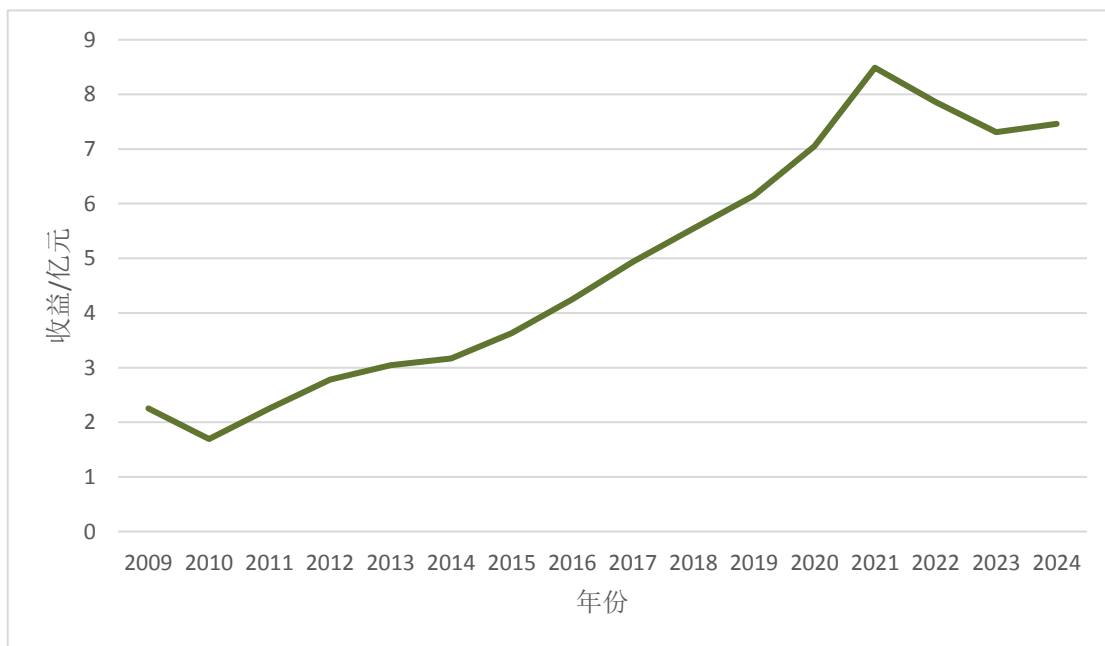


图 6-21 2009-2024 年模式二湿垃圾生物处理收益比例变化趋势图

由图 6-21 可以看出，深圳市城市生活垃圾按模式二处理所产生的湿垃圾生物处理收益在 2009 年之后即呈现出逐年上升的趋势，虽然在 2021 年达到最大值后开始下降，但总体仍呈上升趋势。

6.2.3 模式三各项收益变化趋势

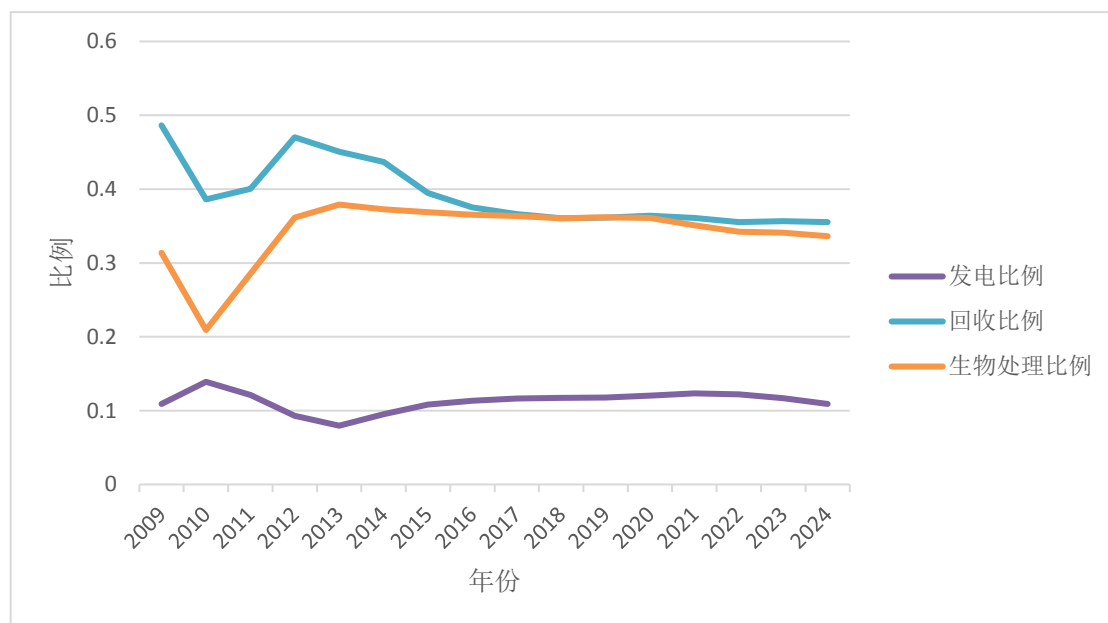


图 6-22 2009-2024 年模式三各项收益比例变化趋势图

经过本文对深圳市城市生活垃圾处理各单元成本收益分析可知，在处理模式三中，城市生活垃圾处理过程中有收益产生的单元有：焚烧发电单元、垃圾回收单元、湿垃圾生物处理单元。由图 6-22 可知，深圳市城市生活垃圾按模式二处理所产生的收益中，2009 年-2014 年，即当期，各项单元收益占总成本的比例均呈现出波动的现象，2015 年之后，各单元成本均趋于稳定，变化幅度很小。其中，湿垃圾生物处理收益比例升高至基本上与回收收益达到一致，其中回收收益最大可使垃圾处理总成本下降 49%，湿垃圾生物处理收益最大可使垃圾处理总成本下降 38%，而焚烧发电收益所占比例虽然最小，但最大时（2010 年）仍然可以使垃圾处理总成本下降 13%左右。

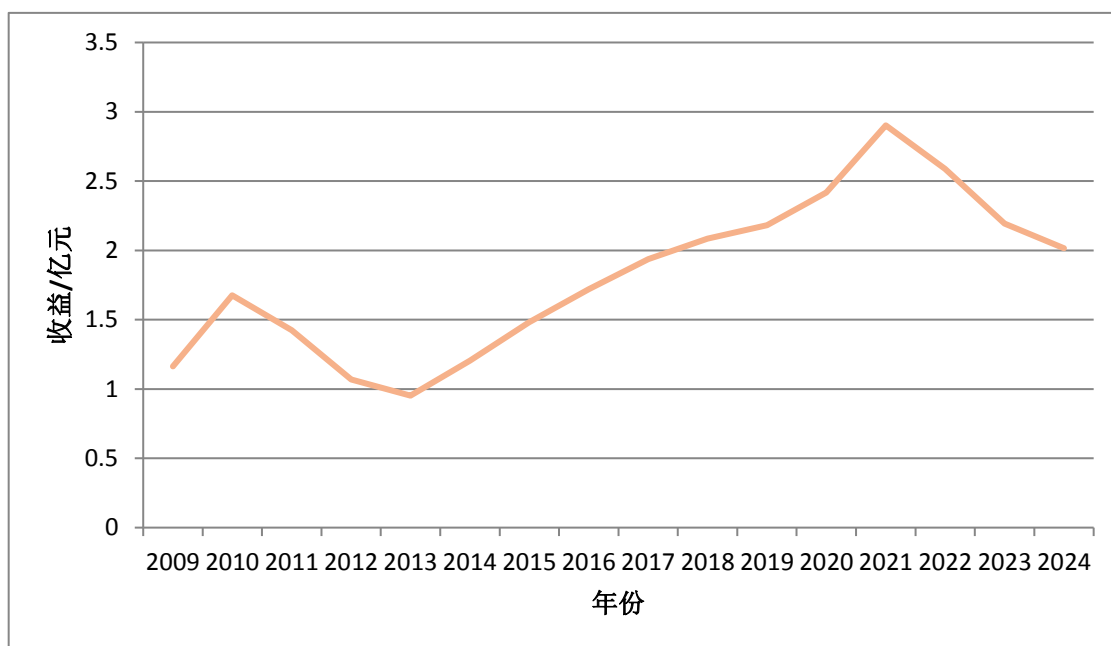


图 6-23 2009-2024 年模式三焚烧发电收益比例变化趋势图

由图 6-23 可以看出，深圳市城市生活垃圾按模式三处理所产生的焚烧发电收益在 2009-2014 期间呈先上升后下降的小幅度波动，2015 之后变化幅度不大，2021 年之后逐年下降。

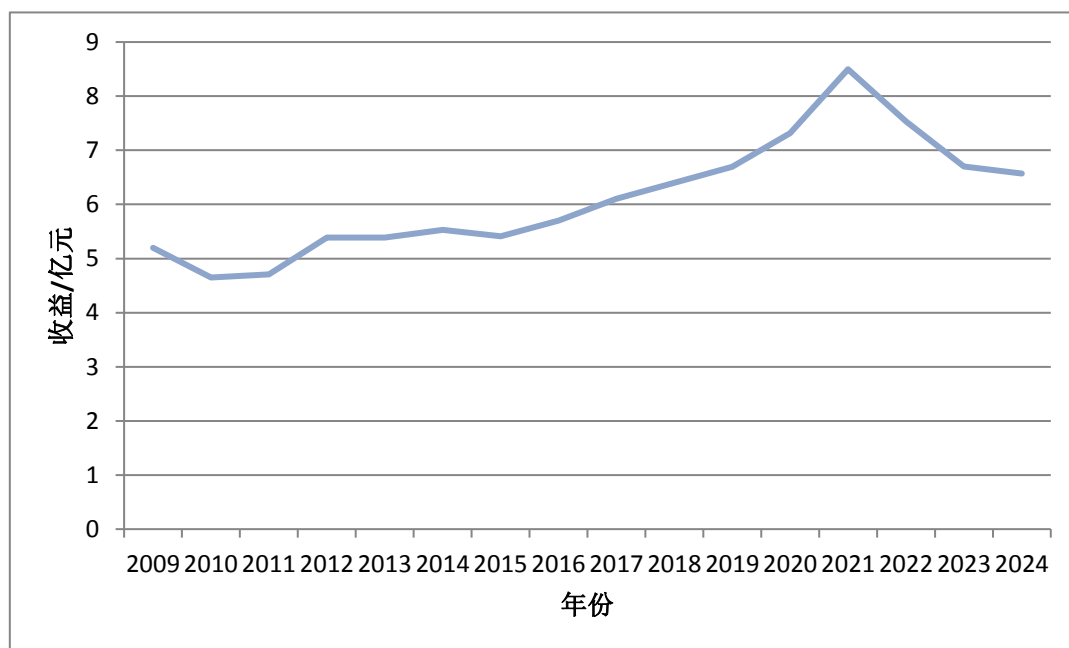


图 6-24 2009-2024 年模式三回收收益比例变化趋势图

由图 6-24 可以看出，深圳市城市生活垃圾按模式二处理所产生的回收收益在 2009-2014 期间呈现小幅度波动，2015 之后变呈现逐年上升的趋势，在 2021 年达到最大值之后，逐年下降。

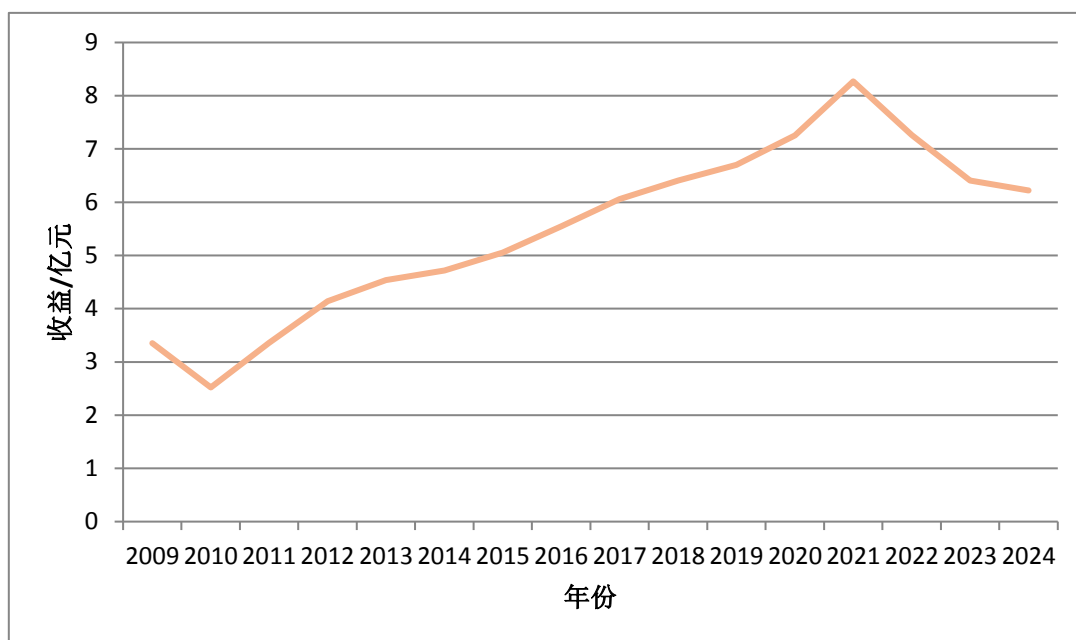


图 6-25 2009-2024 年模式三湿垃圾生物处理收益比例变化趋势图

由图 6-25 可以看出，深圳市城市生活垃圾按模式二处理所产生的湿垃圾生物处理收益在 2009 年之后先下降，2010 年之后逐年上升，2021 年达到最大值后逐年下降。

6.3 远期成本效益分析结果

通过以上分析我们可知，模式一处理成本随着垃圾产量的增加而不断增加，未来垃圾产量呈上升趋势，因此模式一的成本将越来越高，因此模式一不适合作为深圳市未来垃圾处理模式。对于模式二来说，以目前人们对于环保及垃圾分类处理的积极性和科学性，需要政府的补贴，推动人们对于环保的积极性，通过加强环保方面的教育来增加人们对于垃圾分类的认识，但以我们的模型计算结果看，对于目前政府对于回收垃圾付出的补贴太高，占净成本比例约 70%，因此如果未来人们能够自发的对垃圾进行回收分类，垃圾处理成本将非常低。模式三的成本是最少的，从近期看，仅为模式一和模式二的 50%左右，因此对于近期深圳市垃圾处理优选模式为模式三。

对于远期，通过人们环保意识的增强，政府可减少回收及分类垃圾的补贴，则模式二将成为优选模式。

因此,通过以上数据及分析结果,我们得出最终结论为:对于未来五年,深圳市应采用模式三进行过渡,并不断宣传对于垃圾分类的意义和方法,在未来五到十年慢慢从模式三转变为模式二,因为对于远期来说,模式二的环境效益和成本效益都是最佳选择。

6.4 对远期成本效益分析的评价及层次分析法的优势

我们在对深圳市生活垃圾处理社会总成本运用成本效益分析法的研究过程中发现,成本效益分析法的优势并没有在研究中体现出来,相反,成本效益分析法在本研究中显得并不合适。首先,因为数据量太少,不足以体现成本效益分析法的优势,而且成本分析法对于难以用数据衡量的因素分析较为不足。

因此在后文中我们将采用层次分析法,对深圳市生活垃圾处理总成本进行分析,评选更加合理的优选模式。

相比于成本分析法,层次分析法有如下优势:

(1) 分析方法更为系统化

层次分析法把研究对象看作一个系统,进而遵循目标分解、相互比较、加权综合的思维方式进行决策。系统化,关键在于各项因素作用于最终结果的影响是连续的,而在层次分析法中,通过对每一个层次的相对权重加权综合,得到最终结果,并且最终的方案层对目标层的相对权重是经过量化的,十分的明确和清晰。

(2) 决策方法更加方便实用

层次分析法是将定量方法与定性方法有机结合起来的评价方法,既不纯粹地注重主观行为、意识判断,又不仅仅地追求高深的数学逻辑。通过建立相对复杂的多层次结构,层次分析法可以系统化和数学化人们的思维过程,使人们更加容易接受。并且,通过比较同层次因素间确定同层次元素相对于上一层次元素的相对权重后,能把多个目标、多个准则而且难以经过量化处理的决策问题转化为单目标多层次问题,然后进行较为简单的数学运算,得到各方案相对于总目标的相对权重,权重越高,越接近目标。权重最高的方案即为最优方案。

(3) 所需要的定量数据更少

层次分析法相对于成本效益分析法而言,更加注重定性的判断和分析。它所需要的数据主要来自于评价者对问题本质的理解和认识,来自于评价者的工作经验。层次分析法模拟实际中人脑在决策过程中的思维模式,建立多层次结构,通过判断矩阵的构造,分析得出各方案对目标的相对权重。利用这种分析模式,能够解决许多需要严格的数据支持的最优化方法所不能解决的实际问题。

6.5 本章小结

在本章中,我们利用成本效益分析法,分别对各模式下各单元成本比例变化趋势,以及各单元成本变化趋势进行了列举与分析;并且对各模式下各单元所得收益比例变化趋势,以及个单元所得收益进行了描述与讨论。通过数据统计,我们可以得出结论:对于未来深圳市生活垃圾处理模式,未来五年采用模式三处理,在未来五到十年间,通过调整垃圾分类补贴费用,实现由模式三向模式二的过渡,模式二将是未来深圳市生活垃圾处理最优模式。

但是随着我们的研究发现,由于研究中数据量太少,而且成本效益分析法对于难以用数据衡量的因素分析较为不足,因此成本效益分析法在本研究中无法体现其优势。我们转而采用层次分析法对深圳市城市生活垃圾优选处理模式进行评估。

在下一章中,我们将运用层次分析法,结合第四章与第五章所得数据,对深圳市未来生活垃圾处理的优选模式进行评估。

第七章 层次分析法分析深圳市城市生活垃圾处理分类制度建设的优选模式

在上一章中，我们对深圳市城市生活垃圾处理的三种模式进行了远期成本效益分析，并得出了层次分析法更适用于深圳市城市垃圾处理现状评估的结论。在本章中，我们将对层次分析法进行了基本介绍，并运用层次分析法对深圳市城市垃圾处理的三种模式进行了评估，给出了深圳市城市生活垃圾处理的优选模式。

7.1 层次分析法

层次分析法（Analytic Hierarchy Process，简称 AHP）是由美国匹兹堡大学 T. L. Saaty 教授于上世纪 70 年代中期提出的。它的基本思想是把一个复杂的问题分解为各个组成因素，并将这些因素按支配关系分组，从而形成一个有序的递阶层次结构。通过两两比较的方式确定层次中诸因素的相对重要性，然后综合人的判断以确定决策诸因素相对重要性的总排序。

运用层次分析法进行分析，大体上可分为以下四个步骤：

1. 建立递阶层次结构模型

将决策问题分为若干层次，最高层为决策目标，中间层为选择准则，最底层为备选方案，上层受下层影响，而层内个元素基本上独立。

2. 构造出各层次中的所有判断矩阵

对各指标之间进行两两对比之后，然后按 9 分位比率排定各评价指标的相对优劣顺序，依次构造出评价指标的判断矩阵 A。

3. 层次单排序及一致性检验

对每一成对比较阵计算最大特征根和特征向量，作一致性检验，若通过，则特征向量为权向量。

4. 层次总排序及一次性检验

得到中间层各因素的层次排序权重，作一致性检验，若通过，则可以作为决策的定量依据

7.2 深圳市垃圾处理的层次分析模型

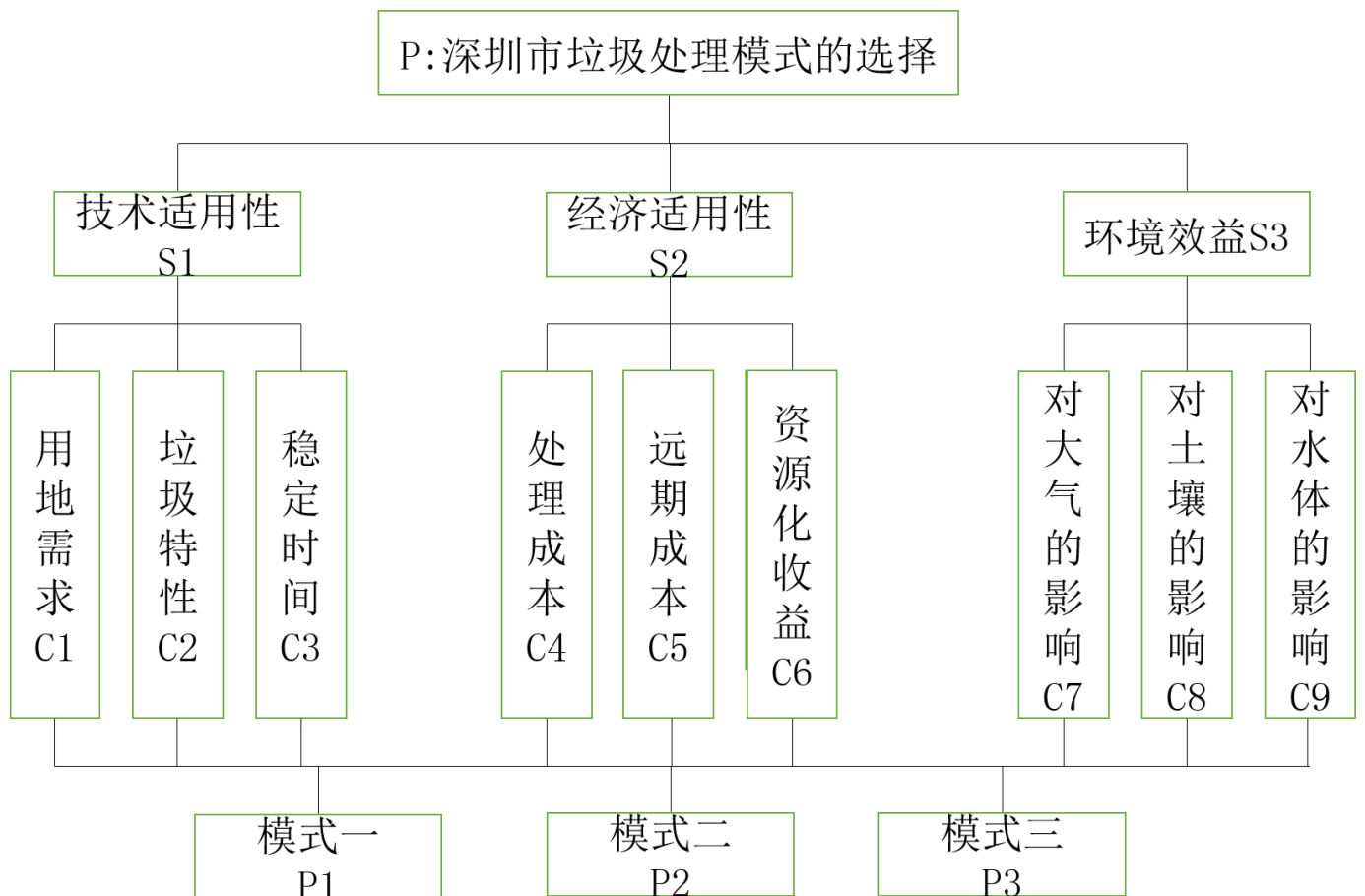
附件一中深圳市的三种垃圾处理模式如下。

垃圾处理模式一：混合收集+全量焚烧+灰渣填埋+中心城区垃圾全量转运

垃圾处理模式二：源头分类收集+湿垃圾生物处理+干垃圾焚烧+中心城区干垃圾转运

垃圾处理模式三：混合收集+末端分类+湿垃圾生物处理+干垃圾焚烧+中心城区干垃圾转运

针对以上三种模式，我们将采用层次分析法对深圳市城市生活垃圾处理方式进行选择，首先假设政府不会干预决策，及政策对处理模式的选择没有影响。得到如下的层次结构图。



① 首先构造第二层相对于第一层的判断矩阵：

P-S	S1	S2	S3	W
S1	1	3	9/7	0.453
S2	1/3	1	1/4	0.126
S3	7/9	4	1	0.421

$$\lambda_{\max}=3.0320$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.0160；C.R.=0.0308<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

② 再构造第三层元素相对于第二层元素的判断矩阵：

S1-C	C1	C2	C3	W
C1	1	1/3	5/2	0.230
C2	3	1	7	0.675
C3	2/5	1/7	1	0.095

$$\lambda_{\max}=3.0005$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.00025；C.R.=0.00048<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

S2-C	C4	C5	C6	W
C4	1	1/2	3	0.309
C5	2	1	5	0.582
C6	1/3	1/5	1	0.109

$$\lambda_{\max}=3.0037$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.00185；C.R.=0.00356<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

S3-C	C7	C8	C9	W
C7	1	7/5	5/4	0.398
C8	5/7	1	9/10	0.285

C9	4/5	10/9	1	0.317
----	-----	------	---	-------

$$\lambda_{max}=3.0000$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.0000；C.R.=0.0000<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

③ C-P 矩阵共有 9 个

C1-P	P1	P2	P3	W
P1	1	8/3	10/3	0.566
P2	3/8	1	3/2	0.225
P3	3/10	2/3	1	0.209

$$\lambda_{max}=3.0092$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.0092；C.R.=0.0177<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

C2-P	P1	P2	P3	W
P1	1	1/2	4/5	0.238
P2	2	1	4/3	0.447
P3	5/4	3/4	1	0.315

$$\lambda_{max}=3.0037$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.00185；C.R.=0.00356<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

C3-P	P1	P2	P3	W
P1	1	1/6	1/5	0.083
P2	6	1	5/4	0.506
P3	5	4/5	1	0.411

$$\lambda_{max}=3.0002$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.0001；C.R.=0.000192<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

C4-P	P1	P2	P3	W
P1	1	3/1	8/3	0.566
P2	1/3	1	6/7	0.186
P3	3/8	7/6	1	0.248

$$\lambda_{max}=3.0001$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.00005；C.R.=0.0000962<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

C5-P	P1	P2	P3	W
P1	1	3/2	4/3	0.410
P2	2/3	1	3/5	0.240
P3	3/4	5/3	1	0.350

$$\lambda_{max}=3.0172$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.0086；C.R.=0.0165<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

C6-P	P1	P2	P3	W
P1	1	1/5	1/7	0.078
P2	5	1	3/2	0.497
P3	7	2/3	1	0.425

$$\lambda_{max}=3.0615$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.03075；C.R.=0.0591<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

C7-P	P1	P2	P3	W
P1	1	4/1	5/1	0.761
P2	1/4	1	3/2	0.202
P3	1/5	2/3	1	0.037

$$\lambda_{\max}=3.0037$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.00185；C.R.=0.00356<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

C8-P	P1	P2	P3	W
P1	1	2	3	0.545
P2	1/2	1	3/2	0.273
P3	1/3	2/3	1	0.182

$$\lambda_{\max}=3.0000$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.0000；C.R.=0.0000<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

C9-P	P1	P2	P3	W
P1	1	5	6	0.729
P2	1/5	1	5/3	0.163
P3	1/6	3/5	1	0.108

$$\lambda_{\max}=3.0120$$

对其进行一致性检验：C.I.=0.0060；C.R.=0.0115<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

- ④ 第四层相对于第二层的权重通过第三层相对于第二层和第四层相对于第三层的权重组合而得到，结果如下表。

	C1	C2	C3	总权重
	0.230	0.675	0.095	
P1	0.566	0.238	0.083	0.299
P2	0.225	0.447	0.506	0.402
P3	0.209	0.315	0.411	0.299

C.I.=0.00132；R.I.=0.52；C.R.=0.00253<0.1。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

	C4	C5	C6	总权重
--	----	----	----	-----

	0.309	0.582	0.109	
P1	0.566	0.410	0.078	0.422
P2	0.186	0.240	0.497	0.251
P3	0.248	0.350	0.425	0.327

$C.I.=0.00837$; $R.I.=0.52$; $C.R.=0.0161 < 0.1$ 。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

	C7	C8	C9	总权重
	0.398	0.285	0.317	
P1	0.761	0.545	0.729	0.689
P2	0.202	0.273	0.163	0.210
P3	0.037	0.182	0.108	0.101

$C.I.=0.00264$; $R.I.=0.52$; $C.R.=0.00508 < 0.1$ 。

说明判断矩阵的一致性可以接受。

- ⑤ 第四层相对于第一层的权重通过第四层相对于第二层和第二层相对于第一层的权重组合而得到，结果如下表

	S1	S2	S3	总权重
	0.453	0.126	0.421	
P1	0.211	0.300	0.489	0.339
P2	0.466	0.291	0.243	0.349
P3	0.411	0.450	0.139	0.312

由此得到总权重向量为 $W=[0.339 \ 0.349 \ 0.312]^T$

经检验 $C.R.$ 小于 0.1，说明判断矩阵的一致性可以接受。

计算结果表明，模式二是首选方案。

7.3 本章小结

在本章中，我们首先构造了深圳市生活垃圾处理模式选择的层次结构图，进而对各层次权重进行分析，得出结论为：模式二是深圳市生活垃圾处理模式的优选模式。

在下一章中，我们将根据我们在第四章与第五章中计算的结果，以及第六章和第七章进行的分析，针对深圳市提出相关合理的决策建议。

第八章 关于深圳市城市垃圾处理的决策建议

在前面章节中,我们通过建立深圳市城市生活垃圾处理社会总成本模型以及一些重要子模型的建立及求解,通过远期成本效益分析法和层次分析法得出了模式二为优选模式的结论。在本章中,我们将根据上述分析结果,给出深圳市城市生活垃圾处理的相关决策建议。

根据本文所建立的深圳市城市生活垃圾收集成本模型,城市生活垃圾初步分类的居民参与率是该模型的重要参数。随着生活垃圾前端分类的普及,居民的参与率在未来在大大增加,政府的政策补贴也可相应减少,后续的处理成本会进一步下降。因此,广泛发动全民践行生活垃圾分类和减量是关键性的一步,本文建议深圳市各区政府定期开展城市生活垃圾分类的宣讲和讲座、制定相关政策、通过网络和电视宣传等,引导城市居民对城市生活垃圾进行正确的前端分类,提高城市生活垃圾前端分类的居民参与率。

现有的深圳生活垃圾基础数据调查统计内容并未包含垃圾的收集运输数据,我们建议可以对该内容进行统计。2016 年之后,深圳市建立了有害垃圾、大件垃圾、废弃织物、年花年桔、绿化垃圾、果蔬垃圾、餐厨垃圾七大资源类垃圾分流分类处理体系。因此,针对这一处理体系,我们建议在以后的深圳生活垃圾基础数据调查统计内容中加入七大类的数据统计和特性分析。同时,对生活垃圾家庭分类的普及率和分类投放设施的使用状况进行调查,可具体涉及居民参与家庭分类的意愿、居民了解垃圾家庭分类的方式等问题,便于进一步有针对性地改进宣传方式,制定更加清晰的分类政策。

在本文建立的几乎所有模型的求解过程中,垃圾产生量是一切城市垃圾处理单元成本问题的源头,城市生活垃圾产量的增加必将导致垃圾处理量的增加,从而导致垃圾处理社会总成本的增加。从这个角度来看,要加强在前端分类过程中对垃圾的回收利用,在源头减少垃圾量。按照区县划分,把垃圾的处理方式与人口密度联系起来,人口密度越大,焚烧所占的比例越高。

针对前文对家庭分类和专业分类成本的计算,家庭分类除了在收集运输单元成本较高外,其他单元的成本略低于专业分类,又由于深圳暂不具备推广专业分

类的条件，因此，深圳市可加大对家庭分类推行力度，优化收集运输过程，降低成本。同时，在垃圾处理单元，创新技术手段，在处理端与垃圾干湿分类模式相结合，加强各处理方式的处理产物、副产物实时在线监测。

第九章 结论

本文通过对深圳市城市生活垃圾处理各单元成本进行模型构建和模型运算,对深圳市城市生活垃圾未来十年产生量进行合理预测,对深圳市垃圾焚烧排放的二噁英致癌风险以及填埋产生渗滤液的环境成本进行建模计算,结合深圳市城市垃圾处理的三个模式,用远期成本效益分析法和层次分析法进行了分析,得出了如下结论:

(1) 本文通过蒙特卡洛模拟,得到了二噁英的致癌风险为 2.932×10^{-6} , 本文将结果与美国 EPA 提供的标准(二噁英可接受的致癌风险为 $10^{-6} \sim 10^{-4}$)进行比对,发现深圳市垃圾焚烧排放的二噁英致癌风险可接受,因此,垃圾焚烧所产生的二噁英的环境成本可忽略不计。

(2) 针对当期深圳市的情况,模式三是成本最低,环境效益最高,最适合深圳市目前状况的处理模式。对于模式二,导致其成本高居不下的主要原因是政府对于垃圾分类所付出的财政补贴,未来如果能调整其补贴也许将会是深圳市未来垃圾处理模式的发展趋势。对于模式一,其成本随垃圾产生量的增加而不断增加,因此,面对未来垃圾产生量不断增长的可能,该处理模式将难以满足深圳市生活垃圾处理的需求。通过家庭分类和专业分类对比,家庭分类对降低垃圾处理成本有着良好的前景,但在收集运输单元成本较高,宜进行优化;未来如果能在垃圾处理过程中将专业分类和家庭分类相结合,垃圾处理量和处理成本会进一步减少。

(3) 针对未来深圳市的垃圾产生情况,模式三成本依旧最低,但模式二的环境效益最好。对于模式二,政府对于垃圾分类所付出的财政补贴,如果不作出调整,未来依旧是影响模式二垃圾处理总成本过高的重要因素。未来如果能根据实际情况调整其补贴,模式二将会是深圳市未来垃圾处理模式的发展趋势。对于模式一,其成本随垃圾产生量的增加而不断增加,因此,面对未来垃圾产生量的不断增长,该处理模式已经难以满足深圳市生活垃圾处理的需求,并且会对社会造成严重的经济压力。

(4) 我们用成本效益分析法和层次分析法对模型计算结果进行分析, 均得出深圳市城市生活垃圾处理的优选模式是按照模式二进行处理的结论。两种方法的结果均得出相同的结论, 使结果更加令人信服。我们可以得出结论: 对于未来深圳市生活垃圾处理模式, 未来五年内采用模式三处理, 在未来五到十年间, 通过调整垃圾分类补贴费用, 降低模式二的成本, 实现由模式三向模式二的过渡。

第十章 模型的创新点及不足

10.1 模型创新点

本文的创新点在于：

1. 结合城市生活垃圾处理的环境科学知识，我们将深圳市生活垃圾处理分为六个单元，并针对每个单元进行模型的构建以及成本的计算。本文还将经济学（经济成本）和环境学（环境效益）相结合，提升了模型的内涵和意义。
2. 本研究应用灰色关联度分析，对影响城市生活垃圾总产量的因素进行了量化分析，进而用 BP 神经网络算法对深圳市未来十年垃圾产量进行了具有一定可信度的预测。
3. 结果分析中，本研究不仅应用远期成本效益分析法，还应用了层次分析法对结果进行了评估，两种方法交叉验证，使结果更加细致、更加真实可靠。
4. 在文章结尾，本文根据构建模型的计算结果并结合深圳市的实际情况提出了合理的建议。

10.2 模型的不足

本文的不足之处在于：

1. 由于我们只能够得到深圳市的数据，所以本研究模型所设参数仅针对深圳市，如果应用于其他城市需要改变参数的设定。
由于一些环节数据缺失，对于一些数据和影响因素，本文进行了一定程度的理想化处理，如舍弃、假设数值等，可能会带来误差。
2. 鉴于该问题的复杂性，对于一些数据和影响因素，本文进行了一定程度的理想化处理，如舍弃、假设数值、设为定值等，可能会带来误差。

参考文献

- [1]姜建生,徐涛,廖利.超大城市生活垃圾转运层级选择——以深圳市为例[J].深圳市:环境卫生管理处.广东.深圳,华中科技大学.环境科学与工程学院.湖北.武汉.2013.12
- [2]范柳斌,李路,陈妮娜,胡昱,秦侠.城市垃圾分类收运中的数学模型化方法[J].上海:工程技术大学.上海,北京工业大学.环境与能源工程学院,2012年6月.
- [3]张天通.刍议垃圾焚烧发电飞灰的污染以及控制问题[J].山西太原:太原市同舟能源有限公司,2015.08.
- [4]金余其.水分对城市垃圾焚烧的影响[D].浙江大学,2004年7月.
- [5]高宁博,李爱民,陈茗.城市垃圾焚烧过程中主要污染物的生成和控制[D].大连:大连理工大学环境与生命学院.大连理工大学动力系.沈阳航空工业学院,2006年1月.
- [6]孔火良,金保升,吴慧芳.城市生活垃圾焚烧过程中二噁英的产生、危害与控制[D].东南大学热能工程研究所,南京:南京工业大学,城市建设与安全环境学院,江苏,南京,2002年.
- [7]刘阳生,钟丽锦,聂永丰,白庆中.城市生活垃圾焚烧炉各工艺参数对二噁英生成的影响[D].北京:北京大学环境科学中心水沙科学教育部重点实验室,清华大学环境科学与工程系,北京,2001年10月.
- [8]赵曦,李娟,黄艺,陆克定.广东某大型城市生活垃圾焚烧厂9种重金属的迁移特征[J].深圳:深圳市环境科学研究院,北京:北京大学环境科学与工程学院.
- [9]章骥,李晓东,严建华,陈彤,倪明江.水对垃圾焚烧飞灰二噁英从头合成的影响[J].浙江,杭州:源清洁利用国家重点实验室,浙江大学.
- [10]项阳.成都市城市生活垃圾收运路线优化研究[J].成都:西南交通大学,2012年5月.
- [11]张若冰.垃圾焚烧过程中典型重金属污染物的分布特性研究[D].杭州:浙江大学,2012.1.10.
- [12]马长永.垃圾热值及成分变化对焚烧炉的影响[J].北京:北京中科通用能源环保有限责任公司,2009.12.

- [13]杨杰,刘茂,李敏嫣.基于蒙特卡罗的垃圾焚烧产生二噁英健康风险评估[J].安全与环境学报,2011 年 04 期.
- [14]Schuhmacher M, Meneses M, Xifro A, et al. The use of monte-carlo simulation techniques for risk assessment: study of a municipal waste incinerator[J]. Chemosphere,2001,43:787-799.
- [15]Karademir A. Health risk assessment of PCDD/F emissions from a hazardous and medical waste incinerator in Turkey[J]. Environmental International,2004,30:1027-1038.
- [16]钱原吉,吴占松.生活垃圾焚烧炉中二恶英的生成和计算方法[J].动力工程,2007, 23(3): 582-586
- [17]邓聚龙.灰色系统理论教程.武汉:华中理工大学出版社,1990.11
- [18]郭原.GM(1, 1)模型的线性回归法及其在固体废弃物预测中的应用[J].污染防治技术, 1994, 32(2): 42-45
- [19]曾祥耙.垃圾焚烧发电项目成本分析[J].环境卫生工程,2014 年 03 期
- [20]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与应用——以北京市为例[J].干旱区资源与环境,2015 年 08 期.
- [21]张正安,黄飞,贺胜英.垃圾填埋渗滤液的环境污染与处理[J].污染防治技术,2009 年 01 期
- [22]路玉龙,韩靖,余思婧,张鸿雁.BP 神经网络组合预测在城市生活垃圾产量预测中应用[J].环境科学与技术,2010.5.
- [23]王秀芬,马志宏,穆志民,韩秀丽.基于 BP 神经网络的多因素城市生活垃圾产量预测模型研究[J].安徽农业科学,2010(10).
- [24]苏高利,邓芳萍.论基于 MATLAB 语言的 BP 神经网络的改进算法[J].科技通报. 2003(02)
- [25]文涛,袁兴中,李莲,刘先锋,李惠萌,粟银.灰色相关性分析和长沙市城市生活垃圾产生量预测[J].城市环境与城市生态,2008(02) .
- [26]U.S.EPA. An assessment of EPA Assessment Principles and Practices[M]. Washington D.C.:U.S.EPA Press,2004
- [27]Croesk,Collesa,Koppeng,et al.Determination of PCDD / Fs,PBDD / Fs and dioxin-like PCBs in human milk from mothers residing in the rural areas in Flanders,using the CALUX bioassay and GC-HRMS[J]. Talanta.2013,113:99-105.

- [28]USEPA. Users Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models[M]. EPA (454/B~95) 003a. Washington DC: USEPA, 1995:2~23.
- [29]Leeuwen V, Feeley F X. Dioxins: WHO'S tolerable daily intake (TDI) Revisited[J]. Chemosphere,2000,40:1095-1101.
- [30]赵树青,宋薇,刘晶昊.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,86-88.

附录

一. 灰色关联度分析代码

```

%代码输入矩阵 x 为 2000—2014 年每年 GDP、人口数、社会消费品零售总额、
%人均每月消费性支出组成的  $15 \times 4$  矩阵，通过关联度计算，输出为四个因
%素与垃圾量的关联度值

%垃圾量
x0=[202 219 221 325 347 333 360 407 441 476 479 482 490 522 541];

%GDP
x1=[21874515 24824874 29695184 35857235 42821428 49509078 58135624
68015706 77867920 82902842 97733062 115158598 129714672 145726689
160018207];

%人口数
x2=[762.33 792.5164 827.2137 848.1567 905.9896 947.9873 1010.2612
1074.0115 1105.6986 1141.3909 1204.7798 1217.9416 1223.8445 1229.713
1239.01];

%社会消费品零售总额
x3=[7350188 8320412 9419443 10951323 12506411 14416103 16804604
19308050 22765855 25679436 30007629 35208736 40087736 45004559 49189983];

%人均每月消费性支出
x4=[1358.89 1418.73 1577.16 1663.36 1630.80 1325.99 1385.68 1539.54
1648.24 1793.84 1900.55 2006.67 2227.31 2401.04 2404.40];

x=[x1;x2;x3;x4];
for i=1:4
    for j=1:15
        delta(i,j)=x(i,j)-x0(j);
    end
end

```

```

end
jc1=min(min(abs(delta')));
jc2=max(max(abs(delta')));
rho=0.5;
for i=1:4
    for j=1:15
        ksi(j,i)=(jc1+rho*jc2)./(abs(delta(i,j))+rho*jc2)
    end
    sum(ksi(:,i));
    rt=sum(ksi(:,i))/15;
    r(1,i)=rt;
end

```

二. BP 神经网络代码

%代码输入矩阵 A 为 2000—2014 年每年 GDP、人口数、社会消费品零售总额、人均每月消费性支出组成的 15×4 矩阵，矩阵 B 为 2000—2014 年的垃圾量。用矩阵 B 对神经网络进行训练。训练成功后，输入 2015—2024 年预测的 GDP、人口数、社会消费品零售总额、人均每月消费性支出组成的 10×4 矩阵，使用训练好的 BP 神经网络进行仿真，输出矩阵为 2015—2024 年垃圾预测量。

```

%GDP
x1=[21874515 24824874 29695184 35857235 42821428 49509078 58135624
68015706 77867920 82902842 97733062 115158598 129714672 145726689
160018207];
%人口数

```

```

x2=[762.33 792.5164 827.2137 848.1567 905.9896 947.9873 1010.2612
1074.0115 1105.6986 1141.3909 1204.7798 1217.9416 1223.8445 1229.713
1239.01];

%社会消费品零售总额

x3=[7350188 8320412 9419443 10951323 12506411 14416103 16804604
19308050 22765855 25679436 30007629 35208736 40087736 45004559 49189983];

%人均每月消费性支出

x4=[1358.89 1418.73 1577.16 1663.36 1630.80 1325.99 1385.68 1539.54
1648.24 1793.84 1900.55 2006.67 2227.31 2401.04 2404.40];

%垃圾量

x0=[202 219 221 325 347 333 360 407 441 476 479 482 490 522 541];

A=[x1;x2;x3;x4];

B=x0;

[pn,minp,maxp,tn,mint,maxt]=premnmx(A,B);%对于输入矩阵 A 和 B 进行归一
化处理

dx=[-1,1;-1,1;-1,1;-1,1];%归一化处理后最小值为-1，最大值为 1

%BP 网络训练

net=newff(dx,[4 7 1],{'tansig','tansig','purelin','tansig'},'traingdx');%建立模型，
并用梯度下降法训练

net.trainParam.show=1000;%1000 轮回显示一次结果

net.trainParam.Lr=0.05;%学习速率为 0.05

net.trainParam.epochs=50000;%最大训练轮回为 5000 次

net.trainParam.goal=0.65*10^(-3);%均方误差

net=train(net,pn,tn);%开始训练，其中 pn、tn 分别为输入输出样本

%利用原始数据对 BP 网络仿真

an=sim(net,pn);%把训练好的模型进行仿真

a=postmnmx(an,mint,maxt);%把仿真得到的数据还原为原始的数量级

x=2000:2014;

newk=a(1,:);

```

```

plot(x,newk,'r-o',x,x0,'b--+');%绘制垃圾产生量对比图
legend('网络输出垃圾量','实际垃圾量');
xlabel('年份');
ylabel('垃圾量/万吨');

%利用训练好的网络进行预测
%2015—2024 年的相关数据
pnew=[184566900.5 212881655.1 245540229.4 283209016.9 326656643.7
376769652.6 434570592.1 501238882.4 578134880.2 666827637.3; 1283.03724
1328.628954 1375.840733 1424.730145 1475.356804 1527.782441 1582.070981
1638.288622 1696.503912 1756.787837; 55011191.99 61521290.72 68801803.32
76943901.61 86049546.8 96232766.33 107621081.8 120357105.9 134600328.3
150529112.9; 2504.350497 2608.455919 2716.888985 2829.829596 2947.465128
3069.99075 3197.60974 3330.53383 3468.983552 3613.188605];

pnewn=tramnmx(pnew,minp,maxp);%利用原始数据的归一化参数对新数据进行归一化
anewn=sim(net,pnewn);%利用归一化后的数据进行仿真
anew=postmnmx(anewn,mint,maxt);%把仿真得到的数据还原为原始的数量级

```

三. 蒙特卡洛代码

```

%三角分布
function RV = triangler(min_value, max_value, mode_value)
a = min_value; %分布左端
b = max_value; %分布右端
h=2/(b-a); %三角形高
k1=-h/(a-mode_value); %前半段斜率
k2=-h/(b-mode_value); %后半段斜率

```

```
invcdf=@(s)(sqrt(2*s/k1)+a).*(s<=-a*h/2)+(b-sqrt(2*(s-1)/k2)).*(s>-a*h/2);%cdf 逆函数
```

```
N=10000; %随机数数量
```

```
RV=invcdf(rand(1,N)); %随机变量数列
```

```
%对数正态分布
```

```
function X = my_lognrnd(m, v, N)
```

```
mu = log((m^2)/sqrt(v+m^2));
```

```
sigma = sqrt(log(v/(m^2)+1));
```

```
[M,V]= lognstat(mu,sigma);
```

```
X = lognrnd(mu,sigma,1,N);
```

```
clear
```

```
clc
```

```
%% 不同暴露途径计算式中参数的概率分布
```

```
R_soil = my_lognrnd(3.44, 0.8, 10000); % 摄入土壤量 R 土壤
```

```
F_soil = ones(1, 10000) * 0.40; % 摄入土壤的吸收因子 F 土壤
```

```
V = my_lognrnd(20, 2, 10000); % 通风量 V
```

```
F_air = ones(1, 10000) * 0.100;
```

```
C = rand(1, 10000) + 1;
```

```
S = triangler(910, 2940, 1980);
```

```
A_skin = triangler(0, 0.03, 0.003);
```

```
F_skin = rand(1, 10000)/2 + 0.0075;
```

```
C_soil = ones(1, 10000) * 0.5;
```

```
C_air = ones(1, 10000) * 0.13;
```

```
F_food = ones(1, 10000) * 0.60;
```

```
E = triangler(335, 365, 350);
```

```
F = ones(1, 10000) * 30;
```

```
A = ones(1, 10000) * 25550;
```

```
W = rand(1, 10000)*20 + 60;
```

```
%% 食品消费量 及 二噁英质量比
```

```
C_food(1, :) = ones(1, 10000) * 0.13;
C_food(2, :) = ones(1, 10000) * 0.58;
C_food(3, :) = ones(1, 10000) * 0.30;
C_food(4, :) = ones(1, 10000) * 0.0068;
C_food(5, :) = ones(1, 10000) * 1.32;
C_food(6, :) = ones(1, 10000) * 0.29;
C_food(7, :) = ones(1, 10000) * 0.056;
C_food(8, :) = ones(1, 10000) * 0.0034;
```

```
R_food(1, :) = normrnd(109.1, 21.8, [1,10000]);
R_food(2, :) = normrnd(155.2, 31.04, [1,10000]);
R_food(3, :) = normrnd(96.2, 48.1, [1,10000]);
R_food(4, :) = normrnd(228.8, 45.76, [1,10000]);
R_food(5, :) = normrnd(22.4, 4.48, [1,10000]);
R_food(6, :) = normrnd(14.7, 2.94, [1,10000]);
R_food(7, :) = normrnd(45.3, 9.06, [1,10000]);
R_food(8, :) = normrnd(315.8, 63.2, [1,10000]);
```

```
%% 计算式
```

```
I_soil = (C_soil.*R_soil.*F_soil.*E.*F)./(A.*W.*1000000);
subplot(2, 2, 1)
[f,xout]=hist(I_soil, 100)
title('土壤摄入')
xlabel('土壤摄入二噁英量');
ylabel('频率');
```

```
I_air = (C_air.*V.*F_air.*E.*F)./(A.*W.*1000);
```

```
subplot(2, 2, 2)
[f,xout]=hist(I_air, 100)
title('空气吸入')
xlabel('空气吸入摄入二噁英量');
ylabel('频率');

I_skin = (C_soil.*S.*C.*A_skin.*F_skin.*E.*F)./(A.*W.*1000000);
subplot(2, 2, 3)
[f,xout]=hist(I_skin, 100)
title('皮肤接触')
xlabel('皮肤接触摄入二噁英量');
ylabel('频率');

for i = 1:8
    I_food(i, :) =
(C_food(i, :).*R_food(i, :).*F_food.*E.*F*0.1)./(A.*W.*1000);
end
I_food = sum(I_food);
subplot(2, 2, 4)
[f,xout]=hist(I_food, 100)
title('食物吸收')
xlabel('食物吸收摄入二噁英量');
ylabel('频率');
```