

学校代码: 10286
分类号: U416
密 级: 公开
U D C: 625
学 号: 194496



工程硕士学位论文

沥青路面生命周期温室气体排放清单 分析以及不确定性评价

研究生姓名: 秦舒莹

导师姓名: 于斌 教授

丁健华 高工

申请学位类别 工程硕士 学位授予单位 东南大学

工程领域名称 交通运输工程 论文答辩日期 2022年6月24日

研究方向 道路与铁道工程 学位授予日期 20 年 月 日

答辩委员会主席 程建川 教授 评 阅 人 _____

2022 年 6 月 日

東南大學
工程硕士学位论文

沥青路面生命周期温室气体排放清单分析以及不
确定性评价

专业名称：交通运输工程

研究生姓名：秦舒莹

导师姓名：于斌、丁健华

Analysis of Life Cycle Greenhouse Gas Emission Inventory of Asphalt Pavement and Uncertainty Evaluation

A Thesis Submitted to

Southeast University

For the Professional Degree of Master of

Engineering

BY

QIN Shu-ying

Supervised by

Prof. YU Bin

and

SN/Engr. DING Jian-hua

School of Transportation

Southeast University

June 2022

摘要

伴随着“碳达峰”“碳中和”等目标提出，决策者意识到评估产品以及服务温室气体排放的重要性，生命周期评价（Life Cycle Assessment, LCA）作为环境决策辅助工具能帮助评估温室气体排放。道路工程建设养护行为资源消耗多，环境负荷大，且服役周期内交通能耗排放显著，因此有必要进行路面低碳排放研究。道路生命周期碳减排的前提是准确合理地量化路面生命周期中温室气体排放。然而，LCA 评价结果中存在很大程度的不确定性，忽略 LCA 不确定性将会导致决策或判断偏差。

本文基于 LCA 分析流程，建立了生命周期清单（Life Cycle Inventory, LCI）不确定性分析体系，分别从参数、模型、情景选择等三方面，分析路面 LCI 不确定性来源；量化了 LCI 结果不确定性，并结合敏感性分析，捕捉了影响 LCI 结果可靠度的关键因素。对于维修养护和使用两个重要阶段，通过 VISSIM 和 MOVES 仿真模拟软件计算了维修养护阶段交通干扰造成的温室气体排放；基于 MEPDG 和 HDM-4 的模型计算了使用阶段因路面性能衰减造成的额外温室气体排放。根据建立的路面工程 LCI 不确定性评价框架，编写了 LCI 结果可靠性评价软件，并开展了路面生命周期温室气体排放案例分析与结果可靠性评价。

由案例分析得到如下结论：使用阶段和维修养护阶段是 LCI 结果和可靠度的关键阶段，也是改善路面生命周期温室气体排放结果可靠性的主导目标，这两个阶段产生的温室气体排放约占生命周期排放的 90%，不确定性贡献为 94%左右；就具体过程而言，使用过程、材料物化过程以及交通干扰过程是影响碳排放结果的关键；SBS 改性沥青、生石灰碳排放因子数据质量、拌合过程数据会显著影响材料物化阶段、施工阶段、维修养护阶段的计算结果及其不确定性；随着交通量增大，养护施工阶段交通干扰产生的温室气体逐渐超过养护施工和材料生产，成为维修养护阶段排放计算结果及其不确定性的主要来源。当路面性能衰减不严重时，从碳排放环境负荷角度出发，时间触发养护策略相比 IRI 触发策略拥有约 75%的优势概率。即便 IRI 策略在使用阶段有优势，但是随着交通量增长，相比时间触发策略，频繁的施工有 67%-75%的概率会抵消使用阶段产生的环境效益；此外，根据模型不确定性分析，本文使用的能源消耗回归模型可能会产生较大不确定性，因此并非理想的模型；对于机械碳排放计算模型，本文认为使用能源消耗相比机械工作时间作为活动水平，计算碳排放量，结果中不确定度会更小。

本文基于路面工程 LCA 构建了综合不确定性评价框架与分析软件，能够自动计算路面 LCI 结果中存在的确定性，为提升 LCA 结果质量研究提供依据，也为道路低碳化发展研究提供思路。

关键词：道路生命周期评价；温室气体排放；不确定性评价体系；蒙特卡洛模拟

Abstract

With the introduction of "Carbon Peaking" and "Carbon Neutral", decision-makers are aware of the importance of evaluating the greenhouse gas emissions (GHG) of products and services, and Life Cycle Assessment (LCA) is an environmental decision aid that can help evaluate GHG emissions. The road construction and maintenance has high resource consumption, heavy environmental load, and significant traffic energy emissions during the life cycle, so it is necessary to conduct research on reducing carbon emissions of pavements, the premise of which is to quantify GHG emissions in the life cycle of pavements accurately and reasonably. However, there is a large degree of uncertainty in the LCA results, and ignoring the LCA uncertainty may lead to biased decisions or judgments.

Based on the LCA process, this paper establishes the Life Cycle Inventory (LCI) uncertainty evaluation system, analyzes the source of pavement LCI uncertainty in terms of parameters, models, and scenario selection, respectively, as well as quantifies the uncertainties in road LCI, and combines sensitivity analysis to capture the key factors affecting the reliability of LCI. For the two important phases of maintenance and use, the GHG emissions caused by traffic disturbance in the maintenance phase were calculated by VISSIM and MOVES; the additional GHG emissions caused by pavement performance degradation in the use phase were calculated by the models based on MEPDG and HDM-4. Based on the LCI uncertainty evaluation system for pavement, the LCI reliability evaluation software was prepared, and a case study of pavement life cycle GHG emissions and result reliability evaluation were carried out.

The following conclusions were obtained from the case study: the use phase and the maintenance phase are the key phases of LCI, and are also the dominant targets for improving the reliability of pavement life cycle GHG emissions results, and the GHG emissions generated from these two phases account for about 90% of the life cycle emissions, with an uncertainty contribution of about 94%; In terms of specific processes, the use process, material materialization process and traffic disturbance process are the key to influence the carbon emission results; The quality of SBS modified asphalt and quicklime carbon emission factor and mixing process data significantly affect the results and their uncertainties for material materialization phase, construction phase, and repair and maintenance (R&M) phase; as the traffic volume increases, the GHG generated by traffic disturbance in the R&M phase gradually exceed the maintenance construction and material production, and become the main source of emission and their uncertainties in the R&M phase. When the pavement performance decay is not serious, the time-triggered R&M strategy has about 75% superior probability compared

with the IRI-triggered strategy from the perspective of GHG emission. Even though the IRI-triggered strategy has an advantage in the use phase, as the traffic volume grows, there is a 67%-75% probability that the frequent construction will offset the environmental benefits generated in the use phase compared to the time-triggered strategy; in addition, according to the model uncertainty analysis, the energy consumption regression models used in this paper may generate large uncertainties and is therefore not ideal models; for the mechanical GHG emission calculation model, this paper argues that using energy consumption compared to machinery working hours as the activity level to calculate carbon emissions will have less uncertainty in the results.

This paper introduces a comprehensive uncertainty evaluation system and analysis software based on pavement LCA, which can quantify the uncertainty in pavement LCI, provide a basis for improving the quality of LCA results research, and also provide ideas for road low-carbon development research.

Key Words: Pavement LCA; GHG emission; Uncertainty Evaluation System; Monte Carlo Stimulation

目 录

第一章 绪论.....	1
1.1 研究背景及意义.....	1
1.2 国内外研究现状.....	2
1.2.1 道路 LCA 不确定性来源.....	2
1.2.2 道路 LCA 中不确定性分析方法.....	4
1.2.3 数据库和软件.....	5
1.3 研究内容及技术路线.....	5
1.3.1 研究目标.....	5
1.3.2 研究内容.....	6
1.3.3 技术路线.....	7
第二章 LCA 与不确定性评价框架.....	8
2.1 LCA 理论体系.....	8
2.1.1 LCA 种类.....	8
2.1.2 LCA 分析流程.....	8
2.2 LCA 不确定性分析.....	9
2.2.1 不确定性背景.....	9
2.2.2 路面 LCA 不确定性来源与性质.....	9
2.3 不确定性评价方法.....	14
2.3.1 定性和半定量方法.....	14
2.3.2 定量评价.....	17
2.3.3 不确定性表征数学指标.....	22
2.3.4 敏感性分析.....	24
2.3.5 LCA 不确定性量化分析框架.....	25
2.4 本章小结.....	31
第三章 道路生命周期碳排放评价方法与碳排放因子.....	32
3.1 道路生命周期评价方法.....	32
3.1.1 研究目的以及系统边界.....	32
3.1.2 功能单元.....	33
3.1.3 清单分析.....	34
3.2 温室气体排放分析.....	34
3.2.1 温室气体定义.....	34
3.2.2 当量碳排放.....	34
3.2.3 温室气体排放计算方法.....	35
3.3 碳排放因子.....	36

3.3.1 能源碳排放因子	36
3.3.2 电力碳排放因子	40
3.3.3 材料碳排放因子	42
3.3.4 机械碳排放因子	51
3.4 本章小结	51
第四章 道路生命周期温室气体排放量化模型	52
4.1 材料物化阶段排放建模	52
4.1.1 材料消耗计算	52
4.1.2 碳排放计算模型	52
4.2 施工阶段排放建模	53
4.2.1 混合料拌合	53
4.2.2 路面摊铺	54
4.2.3 路面碾压	56
4.3 使用阶段排放建模	56
4.3.1 国际平整度指数预测	57
4.3.2 国际平整度指数与排放模型	57
4.4 维修养护阶段	58
4.4.1 维修养护材料与施工排放	59
4.4.2 交通影响排放	63
4.5 生命终止阶段和运输排放建模	70
4.5.1 生命终止阶段排放	70
4.5.2 运输排放建模	71
4.6 路面生命周期碳排放量化模型	71
4.7 本章小结	72
第五章 道路生命周期评价案例分析与结果不确定性分析	73
5.1 应用案例简介	73
5.2 能源碳排放因子数据质量不确定性	74
5.2.1 能源碳排放因子	74
5.2.2 电力碳排放因子	78
5.3 筑路材料物化阶段不确定性分析	79
5.3.1 筑路材料碳排放	79
5.3.2 不确定性量化分析	81
5.4 施工阶段不确定性分析	83
5.4.1 数据质量与模型参数不确定性分析	83
5.4.2 模型形式不确定性分析	91
5.4.3 模型选择不确定性分析	92
5.4.4 施工阶段排放贡献分析	94
5.5 维修养护阶段不确定性分析	96

5.5.1 数据质量不确定性量化.....	96
5.5.2 敏感性分析.....	96
5.6 情景比较不确定性分析.....	99
5.6.1 使用阶段数据质量不确定性量化.....	99
5.6.2 情景比较不确定性.....	99
5.7 生命终止阶段不确定性分析.....	102
5.8 生命周期不确定性分析.....	102
5.9 案例分析结果讨论.....	105
5.10 不确定性评价工具.....	107
5.10.1 软件简介.....	107
5.10.2 使用实例.....	108
5.11 本章小结.....	110
第六章 结论与展望.....	112
6.1 主要工作与结论.....	112
6.2 创新性.....	113
6.3 存在问题与展望.....	113
参考文献.....	114
附录.....	120

第一章 绪论

1.1 研究背景及意义

近年来, 越来越多国家关注大气中温室气体浓度上升导致的全球气候变化, 其中, 我国宣布于 2030 年实现“碳达峰”, 2060 年实现“碳中和”目标。这促使环境管理者和决策者全面地审视产品和服务的碳排放情况。生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)是一种分析数据和信息的工具, 可以准确、一致且可重复地衡量各种活动或是产品的资源消耗和对环境影响^[1]。LCA 强调的是贯穿产品从原料获取、生产、使用、生命末期处理、循环使用和最终处置全过程(即从摇篮到坟墓)的环境因素和潜在环境影响^[2]。根据 ISO 14044《环境管理 生命周期评价 要求与指南》^[3]规定, 一般 LCA 包含目的和范围确定、清单分析、影响评价和解释四个阶段。其中生命周期清单分析(Life Cycle Inventory, LCI)是第二个阶段, 它是对输入输出数据建立清单的过程, 同时也包括满足目的的数据收集过程。在某些情况下, 仅对数据清单进行分析就能满足 LCA 目的。

道路是交通基础设施的关键组成部分, 同时每年都有巨额资金源源不断地投入道路基础设施建设, 截至 2021 年末全国公路总里程已经达到 528.07 万公里^[4]。根据国际能源署统计信息, 2020 年有近 26%的温室气体排放来自交通领域^[5], 考虑到道路对环境影响的庞大体量以及不断扩大的规模, 控制道路生命周期碳排放是一个潜在的改善环境的机会。LCA 可以作为道路生命周期碳减排辅助决策工具, 存在较为广泛的应用前景。

然而, 现有的 LCA 方法论存在一定的缺陷, 例如存在不具备可比性、结果不可靠等问题, 导致其应用受到限制。面对这样的情况, Santero 等人^[6]指出现阶段 4 个关键的突破点: 解决功能单元、系统边界可比性问题, 处理数据质量和不确定性, 规范环境指标。其中, 数据质量和不确定性问题在生命周期清单(LCI)阶段最为突出^[7]。由于 LCA 是一项基于数据的评价技术, 所以数据的质量会对后续结果产生影响, 不确定性则对最后结果的可靠性和稳健性具有重要影响。ISO14040《环境管理 生命周期评价原则与框架》将不确定性定义为: 因为不准确的模型、带有不确定性的输入和具有可变性的数据对生命周期清单分析结果产生的累积影响。Heijungsa 和 Huijbregts 认为数据质量问题来源于缺失数据、重复数据、不正确或是无关数据^[8]。国内有学者^[9]认为不确定性是由不良的定义、数据收集过程以及数量的不确定性导致的。Huijbregts^[10]给出了不确定性的分类, 分别是参数不确定性、模型不确定性、时空和来源变异性导致的不确定性, 一定程度上揭示了 LCA 中不确定性的来源。其他学者也基于不同的角度给出了很多其他的不确定性来源的解释^[11,12]。不确定性对于现阶段 LCA 的研究过程和分析结果而言无法避免。所以标准 ISO 14040 和 ISO 14044 指出: 绝对精确不是 LCA 的必要要求, 但是必须承认不确定性存在, 也必须对公众指出信息存在不确定性。

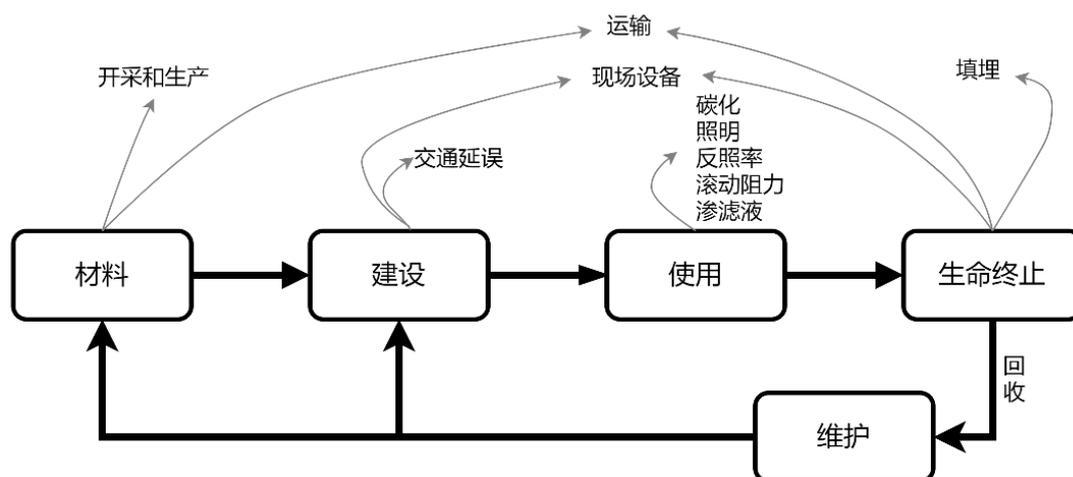
即使在标准中明确了不确定性的重要性，但是标准并没有提供具体、详实、可操作的不确定性评价方法。研究者们为了明确不确定性带来的影响，尝试着量化不确定性，以此提高 LCA 结论的可信度和稳健性。

有不少学者对道路生命周期不同阶段量化 LCA 不确定性进行研究。然而，由于时间、数据和知识的限制，这一过程并不容易。因此，几乎所有的评估都被迫简化范围，只研究在相应背景下能够实现的阶段和过程。因此，虽然每一个研究的不确定性分析结果可信且有意义，但是由于他们的研究覆盖范围不同，没有一个研究真正达到完整的生命周期不确定性分析的最终目标，也没有统一的量化不确定性的流程和框架。解决问题对于还处于发展阶段的道路 LCA 而言非常有价值，能推进道路 LCA 作为科学的决策辅助技术被广泛地接纳。此外，构建评估 LCA 建模中存在的确定性的方法，旨在确保基于该方法决策的可靠性，并作为指导未来研究的参考，以减少 LCA 各个阶段的不确定性。不确定性对于理解决策过程中结果的可靠性和稳健性非常重要，特别是在比较 LCA 分析结果的研究中，忽略不确定性可能会导致决策失误。

1.2 国内外研究现状

1.2.1 道路 LCA 不确定性来源

LCA 中 LCI 阶段带入的不确定性是最大的，所以大部分不确定性研究均以 LCI 为研究对象。对于 LCA 不确定性分析，Heijungs 和 Huijbregts^[8]根据分析流程，将 LCA 中的不确定性来源总结为处理过程中的不确定性、输入中的不确定性和输出的不确定性。处理过程的不确定性是指使用统计方法造成的不确定，输入不确定性主要是参数变异造成的，输出的不确定性通常较小，是由结果输出表达形式造成的。还有将不确定性分为模型不确定性 (model uncertainty)、参数不确定性 (parameter uncertainty) 和场景不确定性 (scenario uncertainty)，这种分类方法在研究中应用得更多。具体到道路 LCA 中，Santero 等人^[6,13]将道路 LCA 分析分为 5 个阶段，分别是原材料和生产 (raw materials and production)、建设 (construction)、使用 (use)、维修养护 (repair and maintenance, R&M)、生命终止 (end-of-life, EOL)。每个阶段里面都有不同的过程，如图 1.2.1 所示。每个过程都会对环境产生影响，每个过程也都带有不确定性。道路 LCA 阶段也存在不同的分类，主要差异在于不同阶段的系统边界定义不一致，这也会引入不确定性。

图 1.2.1 道路生命周期的阶段和组成^[6]

现在大部分研究都是在 Santero 的研究基础上，对过程进行了较为深入的不确定性研究。如 Yu 等研究者^[14]对材料能量密度系数(Energy Intensity Coefficient, EIC)进行了参数不确定性分析，分别得到了置信度较高的沥青和水泥材料的 EIC。Yu^[15]在另外一项研究中对道路维护阶段进行了模型和数据质量（参数不确定性分析的一部分）不确定性分析。Noshadravan 等人^[16]在 Santero 提出的道路 LCA 系统边界的基础上，考虑了参数不确定性，并得到可信度较高的道路环境影响评价结果。也有研究以英国道路为背景考虑了生命周期的场景不确定性^[17]。Guimarães 等学者^[18]对建筑工程开展了基于多场景分析的场景选择不确定性研究。这些研究即便没有全部考虑这三类不确定性，但最终结果已经呈现出了显著的不确定性，所以有理由相信，如果不考虑这三类不确定性，直接利用 LCA 结果进行决策或是判断可能会造成偏差。但是迄今为止，几乎没有考虑全部三类不确定性的道路 LCA 研究，因此这三类不确定性对 LCA 结果的影响程度也没有确切的答案。

对于各个阶段，研究者们都进行了分析，其中使用阶段因其持续时间长，影响因素多而最受关注。为了厘清滚动阻力与车辆燃料消耗的关系，很多研究利用道路-车辆相互作用的模型进行探索，以便提高数据质量，减少不确定性^[15,19,20]。反照率 (Albedo) 也颇受研究者们重视^[21-23]。研究表明，反照率对碳排放有重要影响，但是反照率受路面材料、使用时间、周边环境等因素影响，无法获得准确数据，也是不确定性的重要来源。碳化、照明、渗滤液等也无法获得较为准确全面的环境影响数据，同样对结果可信度造成负面影响；在道路的建设及维护阶段，施工将会对交通造成延误，由于施工及维护阶段持续时间较长，目前暂时无法准确预测长时间交通量，所以也会造成较大的不确定性；在生命终止阶段，如何处理路面材料也会造成很大差异，所以需要进行不确定性分析^[17]。计算这些过程中产生的环境负荷，会受到各类不确定性综合作用，因此，仅分析其中的某一类不确定性显然是不全面的。

1.2.2 道路 LCA 中不确定性分析方法

不确定性分析是一种用来判断和量化由于输入的不确定性和数据变动的积累给 LCA 结果带来的不确定性的系统化程序^[9]。一般包含不确定性量化和敏感性分析。

不确定性的处理方法通常有 3 类，包括抽样法、解析法以及非传统方法。抽样法，包含蒙特卡洛模拟（Monte Carlo Simulation, MCS）、拉丁超立方抽样技术（Latin hypercube），这样的处理方式得到的分布通常可以反映场景不确定性和模型不确定性；解析法通常使用精准的数学表达式；非传统方法则包括模糊集方法（fuzzy set methods）、贝叶斯方法（Bayesian methods）、非参数统计（non-parametric statistics）、神经网络（neural networks）和其他人工智能方法等。

Chaitanya 等人采用解析法中的泰勒一阶近似方法（Taylor's first-order approximation），将参数不确定性以数学的形式进行表达，他们认为这种方法相比 MCS 关键优势是不需要进行概率分布假设^[29]。还有的研究将贝叶斯方法和 MCS 结合^[24]，模糊集方法与 MCS 配合使用^[25]。

贝叶斯方法是将关于未知参数的先验信息与样本信息综合，再根据贝叶斯定理，得出后验信息，然后根据后验信息去推断未知参数。由于初期基于先验假设，因此具有一定的主观性。

模糊集法是传统集合论的扩展，它的边界不精确，根据隶属函数，变量可以在一定程度上（或可能性）是子集。模糊集理论一般通过模糊算法传播不确定性。它是一种计算密集度较低的随机建模方法，其中模拟的数量取决于所需的输出精度。相比 MCS 能够避免在数据量小时，结果保守的问题。但是由于它不包含数据间相关性，不确定性可能会被高估。

实际上，在已发表的道路生命周期评价不确定性评估文献中，大多数都关注数据质量和输入可变性。主要使用的方法是 MCS 或是 MCS 与其他方法结合，然后进行敏感性分析。

在蒙特卡罗模拟中，输入的参数以概率分布的形式输出，通过改变输入参数能进行不同的模拟。常见的分布有正态分布、对数正态分布、均匀分布和 Beta 分布^[8,14,26]。由 Weidema 和 Wesnæs^[26]开发的数据质量指标（Data Quality Index, DQI）方法是一种著名的数据质量评价方法。数据的特征基于五个参数，即可靠性、完整性、时间相关性、地理相关性和技术相关性。为每个参数指定一个数值分数，并评估综合的 DQI。DQI 可以转换成概率分布函数或作为数据的附加方差。例如，Yu 等人^[14]在 Canter 等人^[27]的研究基础上，将 DQI 与改进层次分析法结合（Improved Analytic Hierarchy Process, IAHP），根据数据质量赋予权重，再利用 MCS 获得最终分布。Noshadravan 等人以 Weidema 提出的数据质量判断流程为基础，使用 DQI 计算数据的附加方差^[16]。黄娜等以谱系矩阵为基础，提出了系统化方法（CLCD-Q 方法），用于评估并控制数据质量^[28]。

解析法无需给定数据分布，运行速度快。相较聚合分析方法，解析法一般细节丢失较少^[29]，例如建立地理和时间量化特征与材料/能量输入量之间的关系以保留数据集中的变化。但是可处理的不确定性范围比较局限，准确性无法保证。

1.2.3 数据库和软件

清单数据的数据质量很大程度上决定了 LCA 结果的可靠性，随着 LCA 应用推广，对 LCA 结果可靠性的要求也越来越高，因此现阶段面临的任务是如何保证数据质量以及分析其不确定性。目前保障清单数据质量的方法主要有两种：建立可靠的 LCA 数据库和开发相应的 LCA 软件。

国外 LCA 数据库主要有瑞士 Ecoinvent、欧洲生命周期文献数据库 ELCD、德国 GaBi 扩展数据库（GaBi Databases）、美国 NREL-USLCI 数据库（U.S. LCI）、韩国 LCI 数据库（Korea LCI Database）等。

国内开展 LCA 研究和应用需要中国本土的基础数据库，其中由四川大学创建、由亿科环境持续开发的中国生命周期基础数据库（Chinese Reference Life Cycle Database, CLCD），是国内首个公开发布并被广泛使用的中国本地生命周期基础数据库。此外还有中科院生态环境研究中心开发的中国 LCA 数据库（CAS RCEES），北京工业大学开发的清单数据库，同济大学开发的中国汽车替代燃料生命周期数据库，宝钢开发的企业产品 LCA 数据库等^[30]。在这些数据库中，Ecoinvent 是涵盖数据最多，应用最广泛的数据库。

LCA 软件包括 SimaPro、GaBi、Boustead、CLEAN、EcoManager、Umberto、KCL-ECO、OpenLCA 等，其中 OpenLCA 是目前应用比较广泛的免费软件。这些软件涵盖的主题不同，但是基本都符合以下要求：明确特定应用领域，控制成本，具有灵活性，分析复杂性，拥有可靠的清单和数据库，进行影响评估和解释，图形界面友好，提供数据保护，包含不确定性分析^[31]。这些软件虽然包含了不确定性分析，但是并不提供涵盖参数、模型和情景的综合不确定性评估。

1.3 研究内容及技术路线

1.3.1 研究目标

本文关注道路生命周期各个阶段和过程温室气体排放量，分析道路 LCI 中不确定性的来源；制定普适性的综合不确定性评价体系，结合敏感性分析明确各个阶段不确定性对于 LCI 结果的影响，确定影响结果不确定性的关键因素，据此给出提高 LCI 计算结果质量的建议，并提出减少路面温室气体排放、提高环境效益的建议；建立 LCA 及其结果可靠性评价的分析流程和框架，并编写了相关评价软件，实现数据的自动分析与图表输出等。

1.3.2 研究内容

- (1) 研究不确定性来源。通过文献总结归纳 LCI 中不确定性的种类和来源。
- (2) 制定不确定性评价框架。结合现有研究成果,设计能够全面评估 LCI 各类不确定性的评价体系,并结合敏感性分析形成完整的不确定性分析框架。
- (3) 开展完整的路面温室气体排放 LCI 分析。分别开展材料物化、建设、使用、维修养护、生命终止阶段碳排放量化研究,使用最新的标准以及数据计算路面生命周期内主要单元过程产生的温室气体。此外,为了提升维修养护和使用阶段碳排放计算的精确性,使用 VISSIM 和 MOVES 仿真模拟软件计算了维修养护阶段交通干扰造成的温室气体排放;基于 MEPDG 和 HDM-4 的模型计算了使用阶段因路面性能衰减造成的额外温室气体排放。
- (4) 应用不确定性评价框架开展详尽的道路生命周期温室气体排放案例分析,分辨关键影响因素,并针对性地提出减排和减少结果不确定性的建议。
- (5) 编写不确定性分析软件。根据不确定性评价框架,结合分析过程使用的代码,封装后开发不确定性分析软件。

1.3.3 技术路线

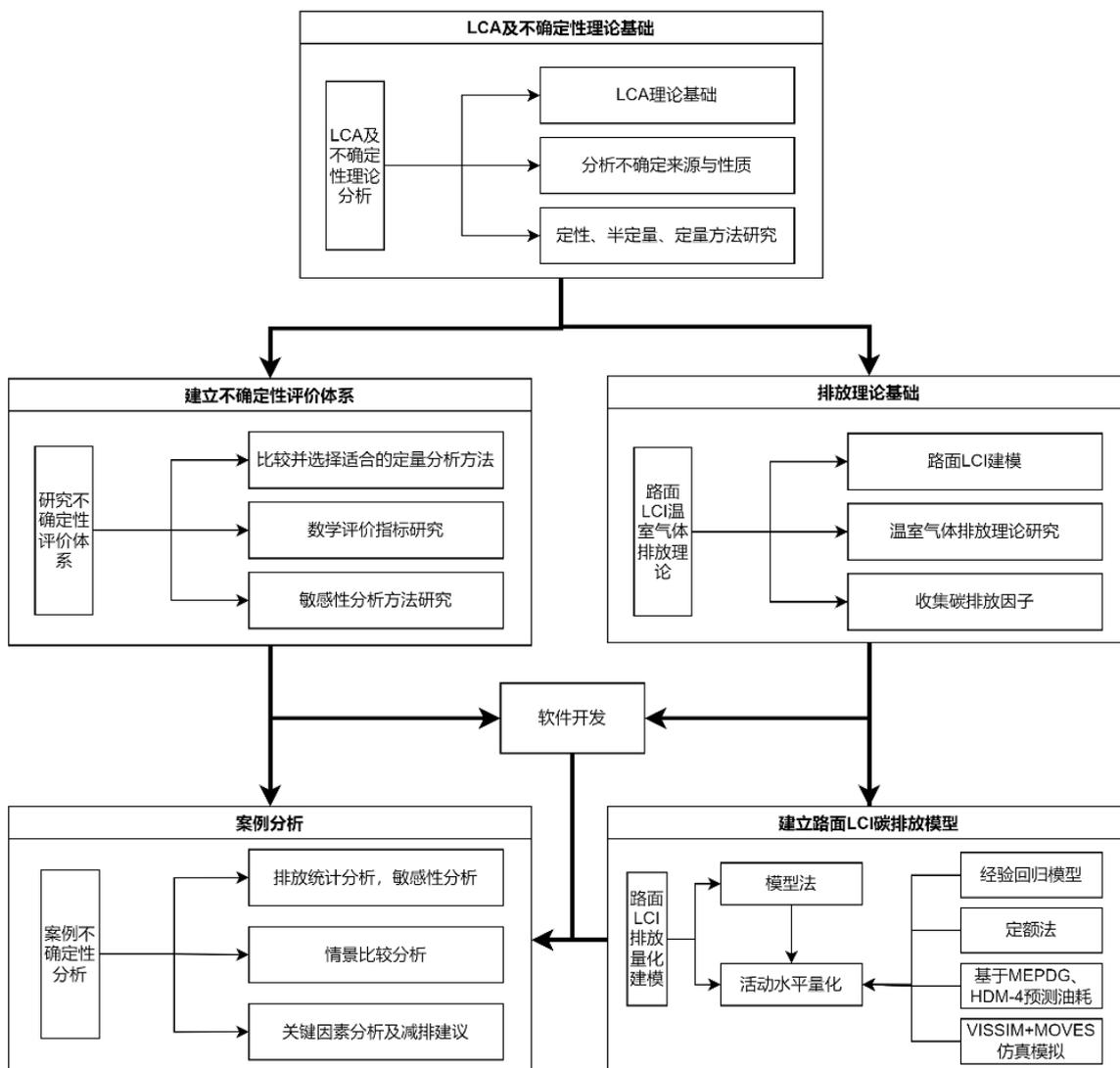


图 1.3.1 技术路线示意图

第二章 LCA 与不确定性评价框架

本章介绍了 LCA 以及 LCA 不确定性分析理论基础, 探讨路面 LCA 中不确定性来源、特质与具体表现。总结常见不确定性处理方法, 根据道路 LCA 特点制定适用于路面 LCI 不确定性的分析体系。

2.1 LCA 理论体系

2.1.1 LCA 种类

生命周期评价评估系统的整个生命周期, 给出表征系统环境影响的数值结果。在道路工程中, 通常会考虑五个生命周期阶段^[13], 主要包括材料获取和生产阶段、施工阶段、R&M 阶段、使用阶段和 EOL 阶段。一般而言, 生命周期评价有三种主要类型: 投入产出 (Input-output LCA, IO-LCA) 和基于过程的生命周期评价 (Process-based LCA, P-LCA), 以及兼具两者优点的混合生命周期评价 (Hybrid LCA, H-LCA)。IO-LCA 用于上游过程, P-LCA 用于主要系统过程。

IO-LCA 方法汇总了系统的所有输入过程, 并输出系统的总体环境影响。记录每个输入过程环境负荷, 以及生成原始单元过程所需的其他每个过程的数量及其环境负荷等。这种方法的递归性质允许对系统进行完整的评估。一般来说, IO-LCA 方法快速且易于使用, 但灵活性较差或且不可定制。

P-LCA 关注系统生命周期中每个过程的材料和能量输入以及环境影响输出, 包括与产品或服务相关的制造、维护、使用和废弃处置过程。与 IO-LCA 相反, P-LCA 可以个性化地处理每一个产品系统, 这使其成为一种更细致、但非常繁琐且数据密集的方法。本文采用了 P-LCA 方法。

2.1.2 LCA 分析流程

LCA 分析的第一步是目标和范围定义。目标包括详细说明进行研究的原因, 以及说明预期的应用和受众。描述研究的范围至关重要, 该过程阐明研究中考虑的主要假设、边界、要求和定义。其中, 范围定义要明确的一些主要项目, 包括功能单元、产品系统、系统边界、影响类别以及数据质量和收集。

LCA 分析的第二个步骤是清单分析, 涉及数据收集和分析。由于 P-LCA 评价结果在很大程度上取决于数据的质量, 因此数据的搜集和分析往往非常费时。清单数据的收集应该根据预设的 LCA 应用的目标和范围进行。此外, LCI 数据库必须完全透明, 应该包括分配程序的描述和个别单位过程的系统边界。

第三、第四步分别是生命周期影响评价和解释, 因为篇幅限制, 本文主要研究沥青路面生命周期温室气体排放清单中的不确定性, 因此不评价第三、四步中的不确定性。

2.2 LCA 不确定性分析

2.2.1 不确定性背景

LCA 作为决策辅助工具，可以帮助使用者在众多方案中寻找对环境影响小的产品、设计或过程。但实际上，直接依据 LCA 给出的结果，通常很难让决策者做出相对准确的决定。这主要是由于其使用的数据源，输入，处理过程，模型，以及分析过程中的各种假设，造成 LCA 的结果充满不确定性^[32]。因此有必要进行不确定性分析，其目的就是评估道路 LCA 评价过程中的不确定性及其造成的最终结果差异。为了达成该目的，首先需要识别与表征不确定性，然后选择合适的 uncertainty 传递方式，最终用数学方式表达不确定性。

2.2.2 路面 LCA 不确定性来源与性质

根据 LCA 分析流程，可以将 LCA 中不确定性分为输入不确定性、流程不确定性以及输出不确定性。根据 LCA 不同组成分类，可以分为模型不确定性、参数不确定性以及情景不确定性。本文以后者作为分析框架开展研究。

(1) 参数不确定性

参数不确定性也被称为随机或数据不确定性。包括抽样总体的内在变化引起的观测值不确定性；由于认知水平缺乏、知识欠缺导致的测量值不确定性；以及与数据质量相关的不确定性。其中，多数参数不确定性研究会考虑数据质量和内在变化；但是由于认知水平局限造成的不确定性并没有专门强调，而是将其与其他不确定性一同研究，当成测量不准确造成的不确定性以及过程不明确造成的不确定性等。

变异性与不确定性概念相似。变异性是指参数值在空间、时间、或个体之间固有的变化，是模型体系属性，实质上是事物的异质性。相应地，不确定性可以理解为模型体系的现有知识状态、数据属性，可能由数据缺失，数据错误或是数据不清晰导致。虽然不确定性和可变性定义不同、来源不同，但是处理二者的方法有共性，因此，在本文中两者一并处理。参数不确定性需要综合考虑数据不确定性和可变性。研究者将参数不确定性进行了分类，并归纳了其来源以及一些常见的处理方法。如表 2.2.1 所示。

表 2.2.1 参数不确定性来源及处理方法

参数不确定性种类	不确定性来源	处理不确定性方法
测量不确定性	变量和随机误差；时空过程变量；测量不精确；	使用变量实际数据或者使用专业平台的估计值，区间分析
数据相关度不确定性	输入，过程以及输出数据的相关性，现实情况与选取数据之间差异	谱系矩阵法：描述数据定性特征的谱系转换成定量的统计分布，或者拓展谱系矩阵法

取舍不确定性	不完整或是缺少数据（输入、输出、过程和物质）	使用混合 LCA
人为错误不确定性	人为导致的错误，例如输入错误数据	未知

路面 LCA 中的测量不确定性指当使用实测数据时，由于各种客观限制，测量与实际值之间存在的误差。例如，统计摊铺机工作时每小时柴油消耗时，可能会因为设备不具备高精度油表，无法获得精确油耗。此时，可以通过刻度大致估计，也可以改进测量设备获得更加精确的数据。前者由于测量不精确导致真实值与刻度读取值有差异，后者则是无法避免随机误差，同样导致数据与真实值有差距。表征这类不确定性可以选择经过审查和权威评估后的数据、评估值，或是在计算时进行区间分析。

当无法获得一手实测数据时，需要参考数据库或是文献中的数据，此时数据会存在相关度不确定性。由于数据具有时效性、技术相关性和地域性，使用陈旧的数据进行路面 LCA 分析忽视了技术发展的影响，获得的结果与实际情况会存在差异。不同的技术也会存在差异。以沥青生产碳排放为例，炼油技术迭代和更新会提升生产效率，用于处理排放物的固碳技术创新应用也会很大程度上减少碳排放。因此，在 LCA 研究中应尽量使用与研究周期时间临近的数据；同时，也应尽量使用具有类似生产工艺的数据清单。收集数据时应尽可能多地收集有关技术流程设计、操作条件和材料质量的相关细节，用于阐述数据与研究对象技术相关程度。例如沥青混合料有不同的生产方式，根据拌合地点可分为厂拌、路拌；按拌合时的温度可分为热拌、冷拌、温拌，按原料可分为新料和再生料，这些处理方式存在很大差异。不同地域的数据也存在差异，因为自然资源、技术方案、能源组成等不同，即便是同样的技术，对环境的影响也存在差异。例如沥青生产，会因为各地原油来源，开采方式、运输方式、使用能源组合等因素不同导致不一样的排放情况。此类不确定性可以通过将定性数据特征的谱系转换成定量的统计分布表征。

引用文献或是数据库中数据，除了相关度不确定性，还存在取舍不确定性，主要是数据完整性造成的。这些数据涵盖的单元过程，边界与研究目标不一致时，盲目使用会导致 LCA 结果出现偏差。例如沥青生产，是否将上游原油开采平台和其他基础设施建设产生的排放纳入计算，Ecoinvent 3.8 中这两种处理方式结果相差 38.7%。此类不确定性可以采用混合 LCA 表示，避免遗漏生命周期过程中的单元过程和物质。

（2）模型不确定

模型不确定性来自模拟现实的数学方法或研究方法。在 LCA 中每个阶段都需要清单建模，建模时使用的数学描述与现实之间的差异就是模型不确定性。

1) 运输和施工阶段

有些运输模型细致地考虑了车辆行驶里程、停车等待时间、启动次数和状态、载重情况等与排放、能耗的关系。相对简化的运输模型只考虑环境影响和行驶里程与载重之间的联系。计算施工机械工作时产生的环境影响较为常见的是 EPA 提出的 NONROAD

模型^[33],能够计算燃油消耗以及排放情况。此外还有基于平均荷载系数燃油消耗计算模型^[34],以及美国加州开发的估计排放的 EMFAC 软件与 OFFROAD 模型。国内学者根据施工现场实测数据建立了机械工作状态与油耗的回归模型^[35]。此外,还有简化的模型,即按照定额概算和费用,采用经验值计算工作时间和油耗。

2) 使用阶段

使用阶段在道路生命周期中占比最多,在这期间产生了路面生命周期绝大多数的环境影响,同时也受到众多因素影响。影响使用阶段环境负荷的因素主要有车路相互作用(Pavement-vehicle interaction, PVI)、照明、反照率效应和碳化等。路面平整度产生的影响在 PVI 中举足轻重。路面平整度产生的环境效应,受到交通量及其组成、车辆排放率和燃油经济性等因素的综合作用。路面平整度通常使用国际平整度指数(International Roughness Index, IRI)表征,路面 IRI 预测的常见方法有经验法、力学-经验法等。经验法主要是利用实测数据进行回归预测,不具备很强的适应性;回归系数仅适用于特定的路面、环境和交通量;力学-经验法常见的有力学-经验路面设计指南 MEPDG,为预测在不同环境,不同交通情况下的柔性路面、刚性路面以及复合路面的性能提供可靠参数。IRI 与能耗和排放之间的联系也有不同的建模方式,其中世界银行 HDM-4(Highway Development & Management)油耗模型具有较高的置信度和地域适应性。在此基础上国内学者建立了符合国内情况的路况-速度-油耗模型^[36,37],可根据排放因子计算环境影响。

3) 维修养护阶段

维修养护阶段需要考虑道路养护维修产生的直接和间接影响,包含维修养护施工以及由于施工作业对交通干扰造成的环境效应。直接影响是施工阶段材料和机械产生的,与新建施工类似,但是与新建施工不同,维修养护具有时间效应,依据不同的维修养护策略,维修养护频率不同,施工方案也不同。维修养护也会对使用阶段产生影响,良好的路面性能能够减少使用阶段排放。同时,使用阶段的交通量也会影响路面性能衰变进而影响维修养护的频率和方法。间接影响是指与正常交通运营相比,养护维修期间对交通造成的影响,包含局部限速、车道变窄、绕行、拥堵等。交通干扰通常需要进行微观级别的模拟,因为需要利用更具体的交通信息,例如车辆瞬时速度和加速度、拥堵长度、额外车辆行驶时间和里程等。间接影响结合燃油经济性和排放率进行建模,获得受干扰或是拥堵的交通的排放和能耗数据^[38-40]。这个过程中可以借助美国环境保护署(EPA)开发的机动车排放仿真软件 MOVES。该软件以美国全境排放数据为支撑,提供不同环境下,不同车型燃油经济性和不同状态的排放率。

4) 生命终止阶段(EOL)

生命终止阶段表征路面在生命终止时的处置方式,如回收、堆放或丢弃,其中回收利用是较为常用的处置方式。EOL 阶段本身对 LCI 的影响有限(通常包括拆除、运输旧路面材料),而再生沥青路面和再生混凝土材料的应用价值不同:首先是回收料应用在新

路面不同层位意味着不同的回收价值和环境效益^[41]；其次，当再生材料与新材料分别应用于路面时，路面使用性能会受到影响，从而会对使用阶段的环境效应产生影响。但是通常研究人员并没有考虑到使用回收料在未来可能带来的环境负荷，因为一般只是简单地假设再生料与新材料的性能相同。

5) 模型不确定性分类

在具体的数学物理模型中，不确定性来自模型输入数据，模型参数以及模型形式。首先，输入数据不确定性即上文讨论的参数不确定性，侧重数据质量和输入不确定性；其次，模型参数不确定性是与数学模型参数相关的不确定性，这种不确定性源于估计各种模型参数值的过程，例如回归方程的系数；需要注意的是虽然模型参数不确定性与参数不确定性都是参数相关的不确定性，但是后者主要是一种输入数值的不确定性，前者表征模型拟合校准过程中产生的不确定性；三是模型形式不确定性，主要来源描述现实情况的数学或是物理模型因为简化或是计算局限、认识局限造成的偏差。即由模型拟合和校准引起的，而这个过程往往立足于对现实的假设，例如采用线性模型而不是非线性模型预测交通量^[32]。相较于参数不确定性，模型不确定性被讨论相对较少，模型不确定性分析有一定难度。因此，为了避免重复考虑不确定性，在模型不确定性的研究中，重点是模型参数不确定性和模型形式不确定性，模型输入数据的不确定性在前文论及的参数不确定性中考虑。

(3) 情景/选择不确定性

情景/选择不确定性源于情景的定义和用来模拟路面 LCA 建模中的不同选择，也可以理解为在生命周期内做出的规范性选择产生的不确定性。其中，最关键的规范性选择是 LCA 的目标、范围，这是开展 LCA 研究的基础，具体包含功能单元选择，系统边界选择等。这些因素的不同选择创造了评估的多种可能性，因此产生了一系列评估结果的变异和波动。

1) 功能单元

功能单元是量化产品系统性能的基准量化单位^[2]，用于衡量不同产品性能的参考基准。功能单元通常根据 LCA 的目的确定，与道路 LCA 相关的常用功能单元有长度、面积、体积、路面结构能力等^[42]。不同的功能单元不具备可比性，有些研究包含路基、有些却只考虑路面；即便同样以路面作为功能单元，但是路面厚度可能不同。功能单元还涉及分析年限，分析年限不同会影响数据技术相关性和时间相关性，还会影响 LCA 其他单元过程。对于道路 LCA，如果分析年限超过设计使用年限，使用阶段和维修养护阶段的环境影响就会因为道路性能的衰减发生变化。此外如果进行环境评价，环境效应也会随着时间发生变化^[43]，例如二氧化碳造成的温室效应会随时间衰减。

2) 系统边界

系统边界用于确定产品系统中包含的单元过程。“从摇篮到大门”或是“从摇篮到坟墓”都是常见的 LCA 研究的系统边界。路面 LCA 研究中很多仅考虑了材料物化、施工阶段，有些甚至会忽略运输阶段。还有的研究将边界扩大到考虑使用阶段的车-路相互作用、反照率，维修阶段的施工和交通影响，生命终止阶段材料处理等。进行详尽的 LCA 研究往往需要设定全面的系统边界和单元阶段，如果各自的系统边界不相同就会造成结果出现偏差。

系统边界还涉及到取舍问题，由于 LCA 中包含成百上千的单元过程，全部考虑并不现实，因此需要根据相关的物质-能量流的数量或环境影响重要性程度决定取舍，一些环境影响小于一定限值的单元过程可以忽略。

3) 分配方法

分配是将过程或产品系统中的输入-输出流划分到所研究的产品系统以及一个或更多的其他产品系统中，主要针对回收、废料以及副产品。对回收产品的环境收益主要有三种分配方式，“替代法”（substitution）、“截断法”（cut-off）和“50%分配法”等。“替代法”中材料回收产生的环境效益（回收材料降低了新材料的使用）被分配给材料生产商；“截断法”环境效益则分配给下游使用者，与原来的过程无关；“50%分配法”则是将环境效益平均分配给上下游。研究表明不同的分配方法会产生显著的环境影响差异^[17]。

副产品的分配方法，根据 ISO 14040 和 ISO 14044，可采用物理分配（基于质量、热值等）；当物理分配不可行时，则采用经济分配（基于相对经济值）。例如沥青生产，沥青是原油精炼的副产品，Eurobitume 在原油开采和运输阶段采用了质量分配法，而在炼油阶段采用了经济分配法来估算生产 1 吨沥青的环境影响清单^[44]。

由选择差异导致最终结果存在不确定性，可行的解决方法是单独计算不同选择组合，与选择相关的变化会导致一系列 LCA 评价结果，这个过程被视为敏感性分析。潜在的选择及其相应的结果能够帮助决策者依据不同目的进行合理的比选。

上述三类不确定性（模型不确定性，参数不确定性以及情景不确定性）的划分不是绝对的，经常会有重叠。例如，模型参数值通常是依据某些数据集对模型校准而确定，校准数据集的参数值可能同时存在测量不确定性（参数不确定性）与模型校正数据不足（模型不确定性）等情况。清晰界定不确定性是否与情景、模型或参数相关并不容易。如前所述会有重叠，甚至专家意见也会有分歧。此外，明确情景不确定性的来源是一个解释问题的过程，取决于评估范围和目的。

2.3 不确定性评价方法

对不确定性分析的根本原因在于了解不确定性对 LCA 评价结果的影响程度；换言之，不确定性是否导致结果出现偏差，是否误导对结果的判断与理解，进而影响最终的研究结论。因此，为确保最后结果尽可能符合现实情况、考虑全面，需要在 LCA 框架内分析各种不确定性，给出结合主观经验和客观数学理论的不确定性分析方法论。根据 Huijbregt^[10]提出的 LCA 不确定性分类，有很多研究者对不确定性分析方法进行了探索，例如 Lloyd^[45]用定量方法表征 LCA 结果的不确定性及其传递过程，还有学者提出不确定性分析的混合框架^[46]。

全面的不确定性分析包含定性的不确定性来源和性质分析以及定量的不确定性表征，即对数据、模型中不确定性进行主观经验判断，再将它们量化为具体参数或系数，用这些参数、系数融入到以数学理论为基础的不确定性传播中，进而研究输入、数据、模型和研究方法中不确定性传播过程。这个过程中往往需要结合敏感性分析，探索各过程对结果的影响。

2.3.1 定性和半定量方法

定性评价方法，即用一些文字描述、讨论和表达 LCA 不确定性，阐述各种不确定性带来的影响。以 Eurobitume 报告中改性沥青上游物化阶段环境影响数据为例，根据章节 2.2 中 LCA 参数不确定性中涉及的四个因素，可分别描述其参数不确定性评估结论，如表 2.3.1 所示。

表 2.3.1 定性的参数不确定性评估

参数不确定性种类	评价结果
测量不确定性	数据测量时的不确定性未知，报告中所有数据已通过独立的第三方专家审查和评议。具体计算数据来自欧洲沥青协会调研、欧洲行业调查报告（Association for the Conservation of Clean Air and Water in Europe）和全球原油开采行业调查报告 ^[47] （the International Association of Oil & Gas Producers, OGP），交通数据来自美国环境保护署 ^[48] （EPA），其他电力和基础设施相关数据引用 Ecoinvent 2.2 数据库。
数据相关性不确定性	关键过程原油开采、精炼的数据使用 2008-2010 年欧洲行业数据，沥青精炼工厂位于荷兰（鹿特丹，阿姆斯特丹、安特卫普），道路基质沥青生产方法是直馏（常压蒸馏+减压蒸馏），针入度为 20-220（0.1mm），改性沥青中含有 3.5%的聚合物。数据时间相关性不够，距今已经超过 10 年，部分数据，例如交通运输相关的数据已经超过 20 年；地理相关性也不够，欧洲国家于中国本土差距较大；技术性相关性也存在问题，虽然直馏技术也是国内沥青生产的常见技术且与改性沥青中基质沥青（70 号基质沥青）和聚合物改性沥青的技术参数类似，但数据表征的技术对比如今使用的技术相对陈旧。
取舍不确定性	包含原油开采，使用轮船或是管道运输，精炼以及热储存过程。提供包含和不包含基础设施的排放数据。包含从摇篮到大门的全过程，相对完整并无缺失。

人为错
误不确
定性

无

还需要关注的是，由于沥青是原油精炼的副产品，所以会涉及到环境影响的分配方法。在报告中原油开采和运输阶段采用了质量分配法，此时所有的副产品均混合在一起，能够建立物理联系；而在炼油阶段采用了经济分配法，因为不同的副产品用处不同，且无法建立物理联系。

Eurobitume 2012 年报告中关于改性沥青环境影响的数据可以较为准确、科学、全面地反映 2008-2010 年间荷兰生产改性沥青的环境影响，但是其生产方法及技术水平可能与我国数据存在差异，直接用于国内沥青路面 LCI 分析中会引入较大不确定性，致使最终分析结果不可靠。因此，以上报告中的数据并非最优选择。

但是，在进行 LCI 数据收集分析时，并不是每个单元过程都能有可靠且准确的数据，通常的情况是，数据有限且国内没有相关行业统计数据。当不得不使用不理想的数据时，则需要进一步的不确定性分析。

半定性的谱系矩阵 (Pedigree matrix) 方法更能够在定性评价基础上进一步获得量化的不确定性指标。针对数据质量的谱系矩阵评价方法最早由 Weidema 和 Wesnaes^[26] 在 1996 年提出，他们使用数据质量指标 (Data Quality Indicator, DQI) 从可靠性、完整性、时间相关性、空间相关性以及未来技术相关性，这五个独立的维度量化数据质量。由于这五个维度是数据的来源和背景，类似人的谱系，所以被称为谱系矩阵。这五个维度分别有 5 个评价等级，从 1-5，分数越低，意味着数据质量越高。这种方法相对简便且明了，因此被很多不确定性分析使用^[49]，包括数据库 Ecoinvent 中就采用了谱系矩阵评价数据质量^[47]。数据质量谱系评价矩阵，可用于评价各个参数在相应评价指标上的表现，如表 2.3.2 所示。

表 2.3.2 数据质量谱系矩阵评价指标

指标	1	2	3	4	5
可靠度	基于测量且验证 ¹ 数据	基于计算且验证 数据或基于测量 的非验证数据	基于计算的未验 证数据	基于文献的估计 值	估计值
时间相 关性	时间间隔少于 3 年 ²	时间间隔少于 6 年	时间间隔少于 10 年	时间间隔少于 15 年	资料年份不详或 超过 15 年
地理相 关性	数据来自研究所 处的同一地区	涵盖研究区域的 平均数值	数据来自与研究 区域生产情况类 似区域	与研究区域生产 情况仅小部分相 同的区域	来自生产状况完 全不同或未知的 区域
技术相 关性	收集或实测的数 据与研究的项目 或是产品的工艺 设计、操作条	收集或是实测的 数据与研究的项目 或是产品的工艺 设计、操作条	收集或是实测数 据与研究的项目 或是产品的工艺 设计、操作条	收集或实测数据 与研究的项目或 是产品的工艺设 计、操作条件、	数据与研究的产 品或项目的技术 不存在相关性

件、材料质量和工艺规模完全一致	件、材料质量和工艺规模中有一项不同	件、材料质量和工艺规模中有两项不同	材料质量和工艺规模中仅一项相同
代表数据来自 >80% 的相关市场 ³ ，时间跨度足够 ⁴	代表数据来自 60-79% 的相关市场，时间跨度足够；或代表数据来自 >80% 的相关市场，但时间跨度短	代表数据来自 40-59% 的相关市场，时间跨度足够；或代表数据来自 60-79% 的相关市场，但时间跨度较短	代表数据来自 <40% 的相关市场，时间跨度足够；或代表性的数据来自 40-59% 的相关市场，时间较短

注：1.验证可以通过几种方式进行，例如通过现场检查、重新计算、通过质量平衡或与其他来源的交叉检查。对于通过质量平衡或其他验证方法计算出的值，必须使用独立的验证方法。

- 2.时间间隔是指数据生成日期与项目范围定义的代表性日期之间的时间差。
- 3.相关市场应记录在案。默认相关市场以生产单元计量。如果使用其他单元确定相关市场，则应标注。
- 4.评估时间周期应足够长以平衡正常的波动。除新兴技术（2-6 个月）或农业项目>3 年后，默认时间段为 1 年。

根据表 2.3.2 数据质量谱系矩阵评价指标，可以对照开展数据的质量评价。以 Eurobitume 2012 报告中改性沥青生产的温室气体排放数据为例，将其应用于江苏省南部某地沥青路面生命周期环境影响评价中，使用 DQI 对其进行数据质量评价。示例如下：

(1) 改性沥青材料生产各单元过程计算数据均来自通过评审和验证的全球范围或是欧洲范围的行业报告和权威数据库，使用的调研数据是对欧洲所有沥青生产企业测量的结果，且最终结算结果也通过独立第三方专家同行评议，因此可靠性评分为 2。

(2) 改性沥青生产过程中原油开采和精炼单元数据使用 2008-2010 年资料，使用的 Ecoinvent 2.2 数据库发布于 2007 年，但是原油管道运输和海上运输单元过程使用的是 EPA 发布于 2000 年报告数据，不同单元过程时间相关性不一致。综上，时间相关性评分应为 4-5 分；

(3) 报告的中假设沥青工厂位于荷兰，LCA 研究的对象为中国江苏省，因此该项得分分为最低分 5；

(4) 由于难以获得工艺设计、操作条件、材料质量和工艺规模等详细技术信息，技术相关性评价较困难。同样生产聚合物占 3.5% 的 SBS 改性沥青，尽管中国沥青生产工艺与欧洲沥青生产工艺也许在工艺条件与工艺规模上类似，例如均使用直馏法生产的基质沥青，但是操作条件可能存在较大差异，此外材料质量信息缺失，因此其分值在 2-3 分之间。

(5) Eurobitume 使用的部分数据源于全球范围内统计报告，部分数据则是欧洲统计报告。调研数据涵盖欧洲所有沥青生产工厂，Ecoinvent 数据库拥有欧洲主要国家的基础温室气体排放数据。运输数据采用 EPA 统计数据，EPA 数据则是以美国为立足点统计的全球航运管道运输数据。以上数据均有足够的时间跨度，不同单元过程的完整性指标不同，因此该项分值为 2-3 分。

综合上述 5 个指标,对于 5 个指标赋予相同权重,计算的平均值即为数据质量指标,则 SBS 改性沥青生产温室气体排放数据的 DQI 为 3.4-4 分,质量并不理想。

从评价以上数据的时间相关性、技术相关性、完整性的过程能够发现,使用谱系矩阵和数据质量指标并不能轻易地评价背景数据的质量,特别是在没有充足信息和单元过程较多的情况下。此外,由于 DQI 只能评估输入数据质量大致情况,仅依靠此方法并不能定量评估 LCA 环境影响结果的不确定性,因此,DQI 需要与其他不确定性量化方法结合才能用合理的数学方式表征不确定性。

2.3.2 定量评价

不确定性量化分析方法,包含不确定性量化表征、传播和不确定性贡献分析。不确定性量化表征是用数学模型对模型和参数不确定性以及决策选择进行量化;不确定性传播是研究输入参数不确定性如何通过 LCA 模型传递到输出的不确定性的方法;不确定性贡献分析则是用来确定输出不确定性的来源和主要贡献输入参数。

目前常见的不确定性定量表征方法包括区间分析和概率边界、模糊(Fuzzy)方法、概率方法。其中概率方法有基于判断的统计学方法、基于经验的统计学方法等分类。

(1) 区间分析和概率边界

当变量仅与上下限有关而与具体概率分布无关,输出结果也为区间,可以探索区间范围内输入值的可能组合来最大化输出范围。概率边界是区间分析的一种扩展形式。当可以确定输入项的边界概率分布,但分布之间的依赖关系未知时,可以使用概率边界分析结果的范围。

区间法更适合于解决一些复杂的问题,且由于区间法输出结果的区间范围可能非常宽泛,因此,可以用来检验抽样模拟或其他方法得到的结果的质量,因为其他方法得到的结果应该在区间法的结果范围内。

(2) 模糊(Fuzzy)方法

模糊方法用于表示和处理具有非统计学的不确定性数据和信息,适合用于数据以及过程认知不完善的情况,是一种能够用于自然语言表征模糊信息的工具,且能转换成数字。模糊方法中常使用“隶属度”的概念,不同于概率,常常是指简单的“隶属性”。隶属度是对不完全认知的一种不确定的量化度量,并不能准确表示隶属程度,仅能表达相对程度^[50]。

模糊方法适用于近似推理,特别是当系统的不确定性来自于模糊、模糊或不完整的信息,而不仅仅是由于随机性时^[51]。该方法的优点是可以描述由模糊或不完整信息引起的非随机不确定性的特征,并给出近似估计。能够处理多个变量的输出系统;可以用于非线性复杂系统^[52]。局限性是:(1)不能提供精确的不确定性估计,不够稳定可靠,而仅是近似的估计;(2)可能不适用于由随机采样误差引起的不确定性。

(3) 概率方法

概率方法主要有基于经验的统计学方法和基于判断的统计学方法，本文将会重点介绍基于经验统计学方法的不确定性传播。

1) 基于经验数据的统计学方法

基于经验数据的统计学方法也被称为“频率论”方法，频率论方法主要是基于中心极限定理的统计推论进行预测，从过往经验推断数据分布情况，由此，每个参数都可以用概率分布来表示(例如，正态分布、对数正态分布或三角形分布等)，构建流或输入参数的概率密度分布函数 (Probability density function, PDF)，通过汇集所有过程的 PDF 函数，获取 LCA 整体结果的 PDF，从统计学角度计算 LCA 结果的统计矩 (期望值、方差、95%的置信区间等) 以评价不同设计方案是否存在显著差异。

2) 不确定性传播

LCA 不确定性传播中比较常见的方法分别是解析法和抽样法。

解析法包括针对特定情形的精确解和适用于更广泛的输入分布和模型函数形式的近似解。

其中精确解通过合并常见分布获得，了解分布类型和参数可以估计输出项的任何统计矩。例如参数值已知的正态分布加减，对数正态分布的乘积或是商。

如有 X 和 Y 两个服从正态分布的随机变量分别有 $X \sim N(\mu_x, \sigma_x^2)$, $Y \sim N(\mu_y, \sigma_y^2)$ ，两个变量相关性系数为 ρ ， $Z = X \pm Y$ ，则有 Z 表示为：

$$Z \sim N(\mu_x \pm \mu_y, \sigma_x^2 + \sigma_y^2 \pm 2\rho\sigma_x\sigma_y) \quad (2.3.1)$$

对数正态分布积商计算与之类似。

由此可见精确解的形式适用于简单的不确定性分析，然而只要任一输入项的分布不同于方法要求的分布类型，精确分析方法使用起来会相对复杂，需要进行数学推导，且不一定新分布有适合表征不确定性的统计矩。但是，根据中心极限定理，任何独立分布的和，只要每个分布对和的不确定性贡献小，那么就可以渐近地接近正态性。同样，许多独立分布的积，每个分布与积或商的不确定相关性很小，那么也会趋近对数正态性。

更复杂的情况可以采用近似法，近似法基于泰勒级数展开，Morgan 和 Henrion^[53]首先于 1990 提出了一种将泰勒级数展开应用于分析不确定性的方法，Macleod 等^[54]人进行改进，此后泰勒级数展开法被广泛应用于各种领域的不确定性评估问题中。

对于一个可微的函数 $f(x)$ ，变量是实数或是复数，在实数或是复数 a 的邻域，泰勒级数展开为以下形式：

$$f(x) = f(a) + \frac{df(a)}{dx}(x-a) + \frac{d^2f(a)}{dx^2}(x-a)^2 + \frac{d^3f(a)}{dx^3}(x-a)^3 + \dots \quad (2.3.2)$$

利用泰勒级数展开能在一定区域使用简单的线性函数近似任何复杂程度的函数。使用第一项为一阶近似，使用前两项为二阶近似以此类推。

基于泰勒级数展开的近似法是根据输入参数统计矩获得输出结果统计矩, 通常使用均值、方差、偏度以及与峰度相关的高阶矩, 导致无法量化输出数据百分位数。但是, 能够根据模型输出的统计矩选择合适的概率分布描述输出结果, 进而可以估算结果的所有统计矩。

方差传递存在如下关系, 根据一阶近似推导出 $z = z(x, y)$ 不确定性传递公式:

$$\text{var}(z) \approx \left(\frac{\partial z}{\partial x}\right)^2 \text{var}(x) + \left(\frac{\partial z}{\partial y}\right)^2 \text{var}(y) + 2 \left(\frac{\partial z}{\partial x}\right) \left(\frac{\partial z}{\partial y}\right) \text{cov}(x, y) \quad (2.3.3)$$

当 x, y 独立时, 协方差为 0, 其中有关 $\frac{\partial z}{\partial x}, \frac{\partial z}{\partial y}$ 的偏导计算, Heijungs 等人^[55] 根据不同 LCA 类型进行了推导。

Palmer^[56] 利用解析法, 进一步推导出了更多不确定性传递公式, 假设每个变量不确定性都是独立的正态分布, $x \dots z, u \dots w$ 均为独立随机变量, 不确定度分别是 $\delta x \dots \delta z, \delta u \dots \delta w$, 即数据标准差。

存在关系式 $q = x + \dots + z - (u + \dots + w)$, q 不确定度计算可以表示为 δq , 满足关系式:

$$\delta q = \sqrt{(\delta x)^2 + \dots + (\delta z)^2 + (\delta u)^2 + \dots + (\delta w)^2} \quad (2.3.4)$$

乘除法传递不确定性, 存在关系式:

$$q = \frac{x \times \dots \times z}{u \times \dots \times w} \quad (2.3.5)$$

q 的不确定度存在如公式(2.3.6)所示关系,

$$\frac{\delta q}{|q|} = \sqrt{\left(\frac{\delta x}{x}\right)^2 + \dots + \left(\frac{\delta z}{z}\right)^2 + \left(\frac{\delta u}{u}\right)^2 + \dots + \left(\frac{\delta w}{w}\right)^2} \quad (2.3.6)$$

多变量的方程不确定性:

变量 $x \dots z$ 均独立, 它们对应的不确定度为 $\delta x \dots \delta z$, q 与 $x \dots z$ 的关系为 $q(x, \dots, z)$, 此时 q 的不确定度为:

$$q = \sqrt{\left(\frac{\partial q}{\partial x} \delta x\right)^2 + \dots + \left(\frac{\partial q}{\partial z} \delta z\right)^2} \quad (2.3.7)$$

其中 $\frac{\partial q}{\partial x}$ 为 q 求 x 偏导。

近似值法存在一个问题, 越是复杂的输入分布或模型, 如更复杂的分布曲线(如反映在偏态和峰态)或非线性模型, 通常泰勒级数需要展开更多项, 才能较为准确地获得模型输出分布的估计。因此, 近似值法通常量化输出结果的平均值和标准差, 但由于仅靠这两项数据统计容易出现偏差, 所以使用此类方法应该谨慎。

抽样法相比解析法适用情况更加广泛, 且由于计算机技术发展, 进行抽样法的成本渐降低。抽样法中最常见的是蒙特卡洛模拟 (Monte Carlo Stimulation, MCS), 在模拟

过程中会生成一系列相互独立且来自均一分布的抽样数据，这些“伪随机”数输入到参数概率分布中产生模拟随机值。蒙特卡洛模拟基于随机抽样，在考虑样本不确定性和样本量的情况下，频率统计法可以估计输出的平均值的置信区间。由于使用频率法，为获得精度较高的模拟结果，抽样迭代次数是关键影响因素，通常是设置一个较大的迭代次数，例如 10000 次，再分析输出结果是否达到要求，分析结果标准差是否足够小。

但是蒙特卡洛模拟的潜在问题是：追求高精度模拟结果时，忽视输入数据的影响。如果使用了关键因素存在缺陷的模型，例如输入的分布信息不准确或是不确定，那即便进行再多模拟都是无济于事的。

针对蒙特卡洛模拟的缺陷，使用拉丁超立方抽样 (Latin hypercube sampling, LHS) 能在一定程度上改善这个情况。LHS 是一种分层抽样方法，依据预期抽样量概率分布被分割成特定数量的相同概率区间。从每个相同的概率区间中抽取一个样本，且每个区间只抽样一次，不进行替换。对每个具有分布的模型输入抽取一个样本，便对模型输出项进行一次迭代估计。该过程重复进行直到所有输入项的等概率区间都被抽样。相较于蒙特卡洛模拟，拉丁超立方抽样更像是一种有“记忆”的抽样方法，所以它能以更小的迭代次数获取更加稳定和精确的模型输出。正因为带有“记忆性”，LHS 就不太“随机”，输入项可能存在伪相关性。

3) 基于判断的统计学方法

基于判断是指使用样本信息（经验数据）和先验分布量化认知状态，这类方法的基础是贝叶斯定理，见式 (2)。其中基于主观判断的先验分布来自经验观察，结合判断和数据建立后验分布。理论上，当抽样数据样本量足够大时，后验分布的结果趋向于与频率法得到的结果相一致。当缺乏相关采样数据时，分析可仅参考先验假设。

$$P(\theta|D) = \frac{P(D|\theta)P(\theta)}{P(D)} \quad (2.3.8)$$

式中 $P(\theta|D)$ —后验概率，是期望获得的概率；

$P(D|\theta)$ —似然概率，在参数是 θ 的情况下， D 发生的概率；

$P(\theta)$ —先验概率；不考虑证据的情况下， θ 的概率；

$P(D)$ —证据概率 (evidence)。

其中证据概率比较难计算，通常忽略当作规范的常数偏移量，重点关注分子的计算。

贝叶斯方法常常配合使用马尔科夫链-蒙特卡洛 (Markov Chain Monte Carlo, MCMC) 方法对后验分布进行采样，不需要担心证据概率和共轭性的问题。MCMC 利用观察值等数据进行约束，同时结合先验信息，使得解满足参数统计特性，也在一定程度上提高精度。基于后验概率抽样得到的样本能够获取未知参数估计值和不确定性信息。但是选择先验分布需要谨慎一些，与实际情况有较大出入时，有可能造成结果不收敛。另一方面，充分取样能够逐渐纠正初始值带来的影响，因为算法不以单一函数为基础。

马尔科夫链是一种离散时间随机过程，它的特点是当前状态和经过的时间决定之后出现状态的概率，具有极限不变分布。而 MCMC 则是对给定分布 Π 进行抽样，通过适

合的马尔科夫链，多次采样后得到目标分布 Π ^[57]。MCMC 方法包含 M-H (Metropolis-Hastings) 算法，吉布斯抽样法 (Gibbs Sampling)，切片抽样算法 (Slice sampling) 等。

切片抽样是一种特殊的两阶段 Gibbs 抽样算法，相较于传统的 MCMC 抽样，理论上可以在不同的切片随意抽取抽样点，从而不会局限在目标分布的局部峰值。由于切片抽样的特殊性，它具有更好的收敛性，在一些情况下有更高的效率。

MCMC 存在难以克服的缺陷——难以准确判断收敛节点。也就是说，无法评估是否获得了潜在的平稳分布还是仅仅只是局部最优，而且用什么标准判断停止迭代至今是一个需要更进一步研究的问题。虽然至今没有完全科学可靠的判断方法，但是聊胜于无，再考虑到文中模型相对简单，可以采用常用的图示法进行收敛判断。常用的图示法：抽样轨迹图，均值走势图以及自相关系数图。其中抽样轨迹图通过观察抽样轨迹是否有明显的趋势或是周期从而判断分布是否处于平稳状态。有时仅通过一个轨迹无法判断是否得到正确的收敛，因此可以通过多个初始值得到多条轨迹，将这些轨迹进行比较，观察是否充分混合。此外，还能通过观察累计数值的特征状态图帮助判断是否进入稳定状态，均值走势图即展示了样本的均值特征的图。自相关系数图则以马尔科夫链随时间轴自相关原理为基础进行诊断。当收敛之后，理想的自相关程度会随着时间间隔增大而消失，若自相关程度高，则需要改变生成链或者改变取样方式，避免取样陷入局部区域。

不确定性量化分析主要采用区间、模糊方法、概率方法表征不确定性，见图 2.3.1，其中概率方法是使用较为广泛的方法。概率方法可以通过解析法和抽样法传递不确定性；解析法能够提供具体数学解析式，便于计算各部分不确定性贡献；抽样法适用范围更广，特别是模型复杂情形。进行道路 LCA 不确定性分析应该根据不确定性具体情况选择合适的分析方法。

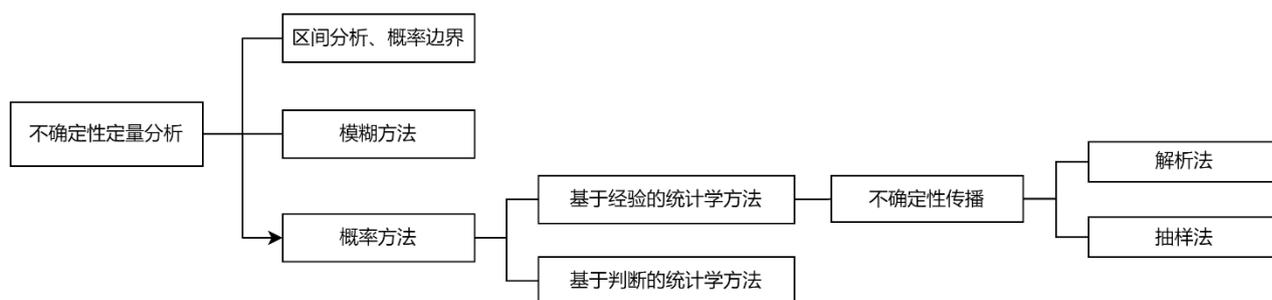


图 2.3.1 不确定性定量分析方法

2.3.3 不确定性表征数学指标

(1) 非比较指标

当不确定性通过蒙特卡洛模拟传递到结果中后，如何清晰地传达出在 LCA 中环境影响水平和其中存在的不确定性。在众多 LCA 研究中通常使用蒙特卡洛模拟数据的平均值、中位数和几何平均数描述 LCA 结果，不确定性则会通过蒙特卡洛模拟数据的最小-最大值范围，标准差、2 倍或 1.96 倍标准差、几何标准差、几何方差、百分位数、置信区间、均值标准误差以及 2 倍或是 1.96 倍均值标准误差表示。单一指标使用不足以使 LCA 不确定性分析结果可行，通常需要综合利用这些指标，相互配合，尽可能全面描述 LCA 结果。

假设 LCA 分析对象为 A，蒙特卡洛模拟经过 n 次迭代生成的数据为向量 \mathbf{a} ，其中 a_i 为向量中某个具体数据，置信度为 α 。

$$\text{平均值: } \bar{a} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n a_i$$

$$\text{几何平均值: } \text{GM}_A = \exp\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln(a_i)\right)$$

$$\text{标准差: } s_A = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (\bar{a} - a_i)^2}$$

$$\text{均值标准误差: } s_{\bar{a}} = \frac{s_A}{\sqrt{n}}$$

$$\text{均值置信区间: } \text{CI}_{\mu_A, 1-\alpha} = [\bar{a} - t(n-1, \alpha/2)s_{\bar{a}}, \bar{a} + t(n-1, \alpha/2)s_{\bar{a}}]$$

需要注意的是， \bar{a} 是 MCS 产生数据的均值，并不是代表 A 的总体情况，与 A 的 LCA 结果均值 μ_A 有偏差；标准差则是描述 MCS 结果之间变异程度；均值标准误差是对平均值估计值的标准偏差的估计， $s_{\bar{a}}$ 在 LCA 不确定性分析中并不常见，除了上述经典算法，还有使用自助法^[58]， $s_{\bar{a}}$ 最常见的用法是结合 t 分布计算置信区间；通常在比较 LCA 中如果置信区间没有重叠，通常可以得出显著性结论。

抽样次数对以上统计矩有深刻影响，当 n 足够大时，样本均值、几何均值和中位数会非常接近，且随着 n 增大，均值标准误差和置信区间范围会相应缩小。

除此之外，还有变异系数（coefficient of variation, CV）、几何标准差（geometric standard deviation, GSD）、四分位范围（interquartile range, IQR）、百分位范围（interpercentile range (IPR)）等指标。

$$\text{变异系数: } \text{CV}_A = \frac{s_A}{\bar{a}}$$

$$\text{几何标准差: } \text{GSD}_A = \exp\left(\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\ln(\frac{a_i}{\text{GM}_A}))^2}{n-1}}\right)$$

$$\text{四分位范围: } \text{IQR}_A = Q_{3,A} - Q_{1,A}$$

$$\text{百分位范围: } \text{IPR}_{95,A} = P_{97.5,A} - P_{2.5,A}$$

CV 是评价不确定性常用指标^[59]，它是一个无量纲量；GSD^[55]也是无量纲量，CV，GSD 相较于其他不确定性描述指标能够更加直接地以数字形式描述不确定性；四分位范围是箱型图中箱型的大小，涵盖了中心 50%的数据；IPR 则能涵盖 95%的数据，是参数 95%置信区间的范围。IQR 与 IPR 在不确定性分析中并不常用。

(2) 比较指标

比较 LCA 是 LCA 分析中最常见的应用，比较指标能帮助比较两个不同方案。

方案分别为 A 与 B，蒙特卡洛模拟经过 n 次迭代生成的数据为向量 \mathbf{a} , \mathbf{b} ，其中 a_i , b_i 为向量中某个具体数据。

比较常见的指标是 CI,

$$CI_i = \frac{b_i}{a_i} \quad (2.3.9)$$

随着蒙特卡洛模拟迭代 ($i = 1, 2, 3 \dots n$)，最终会形成 CI 的分布，当 $CI > 1$ 或 $CI < 1$ 的比例大于 95%时^[60]，两个方案就有显著差异，能够判断具有显著优势的方案。

差别分析 (discernibility analysis) 也能够比较方案优劣，Heijungs 和 Kleijn^[10]通过统计 A 比 B 好的次数，并将其转化为比例。这个比例可以解释 A 比 B 好的概率。具体计算过程如下：

$$K_{1,A} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \Theta(b_i - a_i) \quad (2.3.10)$$

其中 $\Theta(x)$ 为赫维赛德阶跃函数 (Heaviside step function)，当 $x > 0$ ，返回 1，否则返回 0。如果 K_1 值约为 0.5，A、B 方案环境效应的随机样本看起来并没有太大差别；例如当 K_1 大于 0.95 或 K_1 小于 0.05，两个方案才有显著差别，此时能够得出哪一个方案更好的结论。 K_1 值也被称为“优势概率”。

实际上，通过 CI 和差别分析指标获得显著性结论的阈值其实并没有共识，大致可以根据研究目的和涉及的利益选取。除了 0.95 与 0.05，还有研究选择 0.7 与 0.3，可以根据研究目的设定。

此外差别分析有推广形式用于计算方案优势，用 K_2 , K_3 表示。

Wei^[61]充分利用计算机计算的优势，做了足量的比较，首先统计 B 模拟数据大于某一个具体的 a_i 的事件数量，

$$S_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \Theta(b_j - a_i) \quad (2.3.11)$$

接下来将比较的范围扩大到整体的 \mathbf{A} ，得到 $K_{2,A}$

$$K_{2,A} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n S_i = \frac{1}{n^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \Theta(b_i - a_j) \quad (2.3.12)$$

这个指标即 \mathbf{A} 优于 \mathbf{B} 的概率，存在 $K_{2,A} + K_{2,B} = 1$ 的关系。

计算 K_3 的方法特点是快速，能够节约时间。具体比较方法并不像之前一样逐一比较，而是选取中位数，由于中位数特点是，有一半数据小于它，另外一半数据大于它，所以只需要统计另一种方案中有多少数值大于中位数即可。

$$K_{3,A} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \Theta(b_i - M_A) \quad (2.3.13)$$

M_A —方案 \mathbf{A} 的 MCS 数据中位数。

$K_{3,A}$ 可以理解为 \mathbf{A} 的 MCS 数据中位数相较于方案 \mathbf{B} 的优势概率。相应地，交换 \mathbf{A} ， \mathbf{B} 数据的位置能够得到 $K_{3,B}$ ，但是二者之和不一定为 1。

相对来说，利用 K 值（包括推广 K 值）比较方案优劣，因为可以避免模拟数据规模差异带来的影响^[62]。

除了利用以上比较指标辨别方案优劣，还能使用零假设检验 (Null hypothesis testing, NHST)，这是进行判断的常用方法。NHST 研究对象是样本，样本来自具有假设属性的总体。因此，可以根据总体属性计算样本属性的可能性或不可能。如果结果不太可能，则拒绝该假设，并认为相反的替代假设成立。NHST 并不是本文的判断方法的首选。

2.3.4 敏感性分析

敏感性分析能够定性或定量地表述结果中不确定性和输入不确定性的关系，包括输入参数中存在的 uncertainty、情景选择和模型结构差异。换言之，敏感性分析可以将结果中 uncertainty 归因到输入项中各种 uncertainty。可以利用敏感性分析评估 LCI 中重要影响因素和影响程度：（1）定量评价输入数值的变化对输出的影响；（2）评价如何在输入项之间分配输出值中的 uncertainty；（3）鉴别输入项对最好或最坏输出的影响。

通过每次改变一个输入而假设其他参数保持不变，能够分析该参数对 LCA 结果的影响。敏感性分析可以帮助评估情景选择 uncertainty，在背景信息不变的情况下，改变情景选择，模型选择，根据结果分析情景、模型对结果的影响；在参数层面，敏感性分析通过控制变量，在相同的情景选择下，辨析各个参数对 LCA 结果影响，利于标定重要参数进而能让前期数据收集过程有的放矢，将重心放在重要参数收集和计算过程；也可以采用 uncertainty 分析衡量重要参数在不同情景选择、模型选择中各自作用。

敏感性分析包含贡献分析、扰动分析、多情景分析等。贡献分析包括环境影响分析和不确定性贡献分析。环境影响贡献为单元过程或某材料产生的环境影响相对此阶段或是道路生命周期的比重，

$$CE_i = \frac{EI_i}{\sum_i EI_i} \quad (2.3.14)$$

CE_i 为单元过程或是材料流*i*产生的清单环境贡献；

EI_i 为单元过程或是材料*i*产生的清单环境影响数值；

不确定性贡献计算则是根据解析法推导的公式(2.3.7)变形而来，计算部分不确定性指标在结果不确定性中比重：

$$CTV \approx \frac{(\frac{\partial z}{\partial x})^2 var(x)}{var(Z)} \approx \frac{(\frac{\Delta f}{\Delta x})^2 var(x)}{var(Z)} \quad (2.3.15)$$

CTV 为方差贡献指标，当 x 变化小时，有 $\frac{\partial z}{\partial x} \approx \frac{\Delta f}{\Delta x}$ 。

扰动分析能够反映自变量变化对应变量的影响，指标有敏感性系数、敏感性比等。

多情景分析能够帮助分析情景和模型选择不确定性，主要对设置的场景或是模型计算结果分析比较，得出关于场景或是模型选择造成的不确定性的结论。

2.3.5 LCA 不确定性量化分析框架

(1) 参数不确定性

道路 LCA 环境影响计算可以采用公式：

$$EI = \sum_i C_i \times M_i \quad (2.3.16)$$

其中， EI 是环境影响清单数值（Environmental Inventory），常见指标有碳排放、能源消耗、可吸入颗粒物排放等； C_i 是单位流的环境影响强度（Environmental intensity per unit flow），例如单位质量沥青产生的碳排放或是施工机械工作单位时间能耗； M_i 是流量（quantity of flow），对应的例子是，路面施工使用沥青质量或是某施工机械完成工作需要的工作时间； i 是任一阶段的流数目（number of flow）。

参数不确定性主要来自 C_i 和 M_i ，这两个参数的不确定性可以采用概率法表征。利用上文介绍的谱系矩阵和半定量指标 DQI 结合经验设定参数概率分布，从数据可靠性、完整性、时间相关性、空间相关性以及技术相关性等维度进行评价。数据质量越好，相应的分布越集中；反之，数据质量较差的数据采用相对分散没有概率倾向的均匀分布。

Kennedy^[63]利用描述性指标建立数据质量谱系矩阵，包括技术相关性、地理相关性、时间相关性、数据可靠性和数据完整性等 5 个评价指针，并定义相应的参数质量评价标准，如表 2.3.3 所示。

表 2.3.3 数据质量谱系矩阵

	5	4	3	2	1
可靠性	计算过程透明、已验证、普遍适用；数据基于实测	计算过程透明、已验证、不普遍适用；权威、定期更新的数据	计算过程透明、未验证、不普遍适用；来自文献或是专著不定期更新	选择标准透明，舍弃标准未知；基于文献或是经验推论、估计或是假设	无根据的推论或是假设
完整性	长时间大样本的代表性数据	长时间小样本的代表性数据	短时间大样本的代表性数据	短时间小样本的代表性数据	无法获得代表性数据
时间相关性	<3 年	<6 年	<10 年	<15 年	>15 年
地理相关性	研究区域内数据	包含研究区域较大范围内平均值	具有类似生产工艺和环境的其他区域	具有略微类似生产工艺的其他区域	未知区域
技术相关性	收集或实测的数据与研究的项目或是产品的工艺设计、操作条件、材料质量和工艺规模完全一致	收集或是实测的数据与研究的项目或是产品的工艺设计、操作条件、材料质量和工艺规模中有一项不同	收集或是实测数据与研究的项目或是产品的工艺设计、操作条件、材料质量和工艺规模中有两项不同	收集或实测数据与研究的项目或是产品的工艺设计、操作条件、材料质量和工艺规模中仅一项相同	数据与研究的产品或项目的技术不存在相关性

Kenndey 提出利用 Beta 函数和数据质量比 m 赋予参数概率分布^[63],

$$m = \left(\frac{\sum \text{质量分} - \sum \text{最小质量分}}{\sum \text{最大质量分} - \sum \text{最小质量分}} \right) \times 100\% \quad (2.3.17)$$

例如生产单位质量沥青碳排放为 200kg CO₂Eq/t, 经过谱系矩阵评分为(4,4,3,2,1), 数据质量分为 14, 最大质量分最小质量分分别为 5、1, 质量分数比计算如下:

$$m = \left(\frac{14 - 1 \times 5}{5 \times 5 - 1 \times 5} \right) \times 100\% = 45\% \quad (2.3.18)$$

对照表 2.3.4 获取 Beta 分布参数, Beta 分布概率密度公式见(2.3.29)。 α 、 β 均为 1, a 、 b 分别为数据(1 \mp 35%)的区间端点。

$$f(x; \alpha, \beta, a, b) = [1/(b - a)] \times \Gamma(\alpha + \beta) / \Gamma(\alpha) \times \Gamma(\beta) \times [(x - a)/(b - a)]^{\alpha - 1} \times [(b - x)/(b - a)]^{\beta - 1} \quad (a \leq x \leq b) \quad (2.3.19)$$

其中 α, β 为分布形状参数; a, b 为区间端点。

假设每个指标具有相同权重, 取 5 个指标平均值作为数据综合 DQI, 对照 m 与概率密度函数关系, 换算成相应综合 DQI 与概率密度函数对应关系, 由于计算综合 DQI 相对简便, 多数研究直接利用综合 DQI 确定具体 Beta 分布。

表 2.3.4 概率密度函数转化矩阵

数据质量比%	综合数据质量指数	形状参数		区间端点%	
		α	β	a	b
100	DQI=5	5	5	-10	10
$87.5 \leq m < 100$	$4.5 \leq \text{DQI} < 5$	4	4	-15	15
$75 \leq m < 87.5$	$4 \leq \text{DQI} < 4.5$	3	3	-20	20
$62.5 \leq m < 75$	$3.5 \leq \text{DQI} < 4$	2	2	-25	25
$50 \leq m < 62.5$	$3 \leq \text{DQI} < 3.5$	1	1	-30	30
$37.5 \leq m < 50$	$2.5 \leq \text{DQI} < 3$	1	1	-35	35
$25 \leq m < 37.5$	$2 \leq \text{DQI} < 2.5$	1	1	-40	40
$12.5 \leq m < 25$	$1.5 \leq \text{DQI} < 2$	1	1	-45	45
$0 \leq m < 12.5$	$1 \leq \text{DQI} < 1.5$	1	1	-50	50

之所以选择 Beta 函数是因为 Beta 分布建模灵活且可控，可以通过调整形状参数和区间端点表示任何概率分布，形状参数能够控制分布对称与否，端点范围决定参数上下限。

当收集同类参数较多时，需要综合各参数数据质量进行取舍，舍弃质量较低的数据，仅使用数据质量位于最高分梯队的的数据。例如有 4 组表示同一材料的环境影响清单数值，其综合 DQI 分别为 3.6、3.2、3.8、2.8，舍弃综合 DQI 为 3.2 和 2.8 的数据。对于剩下的数据，假设剩下有 n ($n > 1$) 个不同来源的数据，则相应地存在 n 个 DQI 向量 $\mathbf{F}_i = (f_{1i}, f_{2i}, f_{3i}, f_{4i}, f_{5i})$, $i = 1 \dots n$ 。对于如何充分利用这些数据并用合理的方式表征不确定性，Yu^[14]利用改进的层次分析法（IAHP）赋予这些拥有相似质量但来源不同的数据以不同权重 C_i 。改进的层次分析法不需要一致性判断，能通过自调节获得一致性，因而能够利用比较矩阵快速获得各因素权重。具体步骤如下：

步骤一：建立判别矩阵，基于 DQI 向量 \mathbf{F}_i ，比较 C_i 各个评价指标的相对优劣。构建 $n \times n$ 的矩阵 ψ ，其元素由公式 (4-16) 计算，且 $\psi_{ij} = 0 (i = j)$ ：

$$\psi_{ij} = \begin{cases} 1, & f_i > f_j \\ 0, & f_i = f_j (i \neq j) \\ -1, & f_i < f_j \end{cases} \quad (2.3.20)$$

步骤二：建立最优转换方程矩阵 \mathbf{O} , $O_{ij} = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n \psi_{ik} + \psi_{kj}$ ，然后计算 $X_{ij} = \exp(O_{ij})$

步骤三：通过几何平均法计算矩阵 $\mathbf{X} = (X_{ij})_{n \times n}$ 的特征向量 \mathbf{W} 。最终的特征向量 \mathbf{W} 通过公式计算作为权重向量。

本文参数不确定性使用基于经验的统计方法表征， C_i 和 M_i 均采用 Beta 函数表征。如无法获得具体计算过程数据，则仅对输入数据进行参数不确定性分析。例如，使用机动车排放模拟软件计算温室气体排放，由于计算过程涉及数据众多，不易单独对 C_i 和 M_i 分析，仅对软件输入数据和软件使用数据库背景信息进行不确定性分析，接下来通过抽样法传递不确定性，获得统计矩。

(2) 模型不确定性

模型不确定性源于使用数学或是物理模型描述现实，不确定性存在于模型的结构（模型形式）、模型参数以及模型输入中^[32]。上述三种不确定性研究对象对应图 2.3.2 中的模型形式 f 、模型系数 a_i 和自变量 x_i 。

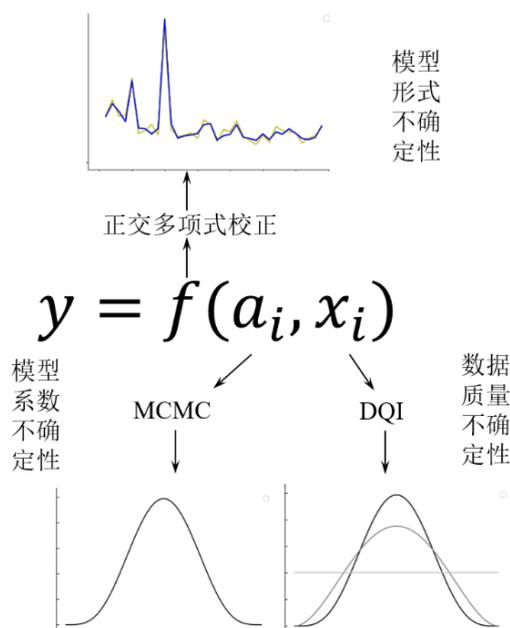


图 2.3.2 模型不确定性示意

模型中存在的三种不确定性分别采用三种不同方法进行量化分析。模型输入不确定性采用上节介绍的基于 DQI 的 Beta 分布表征，模型参数不确定性使用贝叶斯推论和马尔科夫蒙特卡洛模拟（Markov Chain Monte Carlo, MCMC）^[32]描述；模型形式不确定性采用多项式校正前后模型差异量化。后两者的方法论描述如下：

1) 模型参数不确定性

本文使用贝叶斯推论确定观测值的模型系数后验分布，见公式(2.3.8)，假设观测值 \hat{E} 是真值 E 加上误差 $\varepsilon_{\hat{E}}$ ，真值 E 则是通过模型 $E = f(\theta, X)$ 估计得到：

$$\hat{E} = E + \varepsilon_{\hat{E}} \sim N(0, \sigma_{\hat{E}}^2) \quad (2.3.21)$$

此时贝叶斯推论可以变形为：

$$p(\theta|\hat{E}) = \frac{p(\hat{E}|\theta, X)p(\theta)}{p(\hat{E})} \propto p(\hat{E}|\theta, X)p(\theta) \quad (2.3.22)$$

$p(\hat{E}|\theta, X)$ 为符合正态分布的似然估计，

$$p(\hat{E}|\theta, X) \sim N(\hat{E}|f(\theta, X), \varepsilon_{\hat{E}}) \quad (2.3.23)$$

$p(\theta)$ 是先验分布，假设先验已知，根据回归分析结果采用正态分布，如公式(2.3.24)：

$$p(\theta) \sim N(\theta|\theta, \sigma_{\theta}^2) \quad (2.3.24)$$

将贝叶斯推论运用到具体的模型中，后验分布 PDF 就是似然与先验 PDF 乘积，如公式(2.3.25)所示：

$$PDF(\theta|\hat{E}) = \prod_i PDF(\hat{E}_i|f(\theta, X_i), \sigma_{\hat{E}_i}^2) \times \prod_k PDF(\theta_k|\theta_k, \sigma_{\theta_k}^2) \quad (2.3.25)$$

后验概率 PDF 表达式中似然分布服从正态分布, 均值 $f(\theta, X_i)$ 和方差 $\sigma_{\hat{E}_i}^2$ 根据观测值和真值数据确定; 先验分布采用正态分布。对贝叶斯推论采用切片抽样分析方法, 抽样分布可以从具有任意密度函数的分布中采样。该方法中, MCMC 抽样能够帮助生成平稳分布。由于切片抽样不需要输入建议分布或边际似然, 因此它被认为是最简单的 MCMC 抽样技术。

先验情况对后验结果有深刻影响, 本文中先验是已知的, 设定为正态分布, 正态分布能够缩短模拟收敛时间, 但同时会牺牲探索更广泛值域。

2) 模型形式不确定性

模型形式不确定性通过校正前后模型差异进行量化^[32]。模型校正通过向模型添加内部和外部的差异项实现的, 本文中差异项的形式是一组多项式基函数。通常, 差异项可以利用优化问题求解。校正模型可以是加法, 乘法或是两者兼有, 见公式 (2.3.30) - (2.3.32)^[64]。

加法修正的模型:

$$\hat{f} = f(x; p) + \delta(x) \quad (2.3.26)$$

乘法修正模型:

$$\hat{f} = \delta(x)f(x; p) \quad (2.3.27)$$

混合修正模型:

$$\hat{f} = \delta_m(x)f(x; p) + \delta_a(x) \quad (2.3.28)$$

$\delta(x)$ 为修正项, \hat{f} 是修正模型, δ_m , δ_a 分别表示乘法, 加法修正因子。

如模型输入涉及另外计算或建模, 可根据需要选择对模型内部进行模型修正, 内部差异项是指在输入过程 $\rho(x)$ 中引入的, 见公式 (2.3.29), 而外部差异项则是在模型 $f(\theta, \rho(x))$ 中引入的, 如公式 (2.3.30) 所示。内部校正就是将 $\delta^{(i)}(x)$ 引入模型内部过程, 外部校正利用 $\delta^{(e)}(x)$ 修正 $f(\theta, \rho(x))$, 以此构建修正模型 \hat{f} , θ 是模型中参数。

$$\rho(x) = x + \delta^{(i)}(x) \quad (2.3.29)$$

$$\hat{f} = f(\theta, \rho(x)) + \delta^{(e)}(x) \quad (2.3.30)$$

差异项采用多项式基函数表示, 假设 S_δ 是由修正项 δ 构成的线性空间, $\dim(S_\delta) = n_\delta$, (b_1, \dots, b_n) 是 S_δ 的一组基, $\delta(x)$ 的表达式如下:

$$\delta(x) = \sum_{i=1}^{n_\delta} \alpha_i b_i(x) \quad (2.3.31)$$

其中 i 是指维度, 即变量数量。由此校正模型可以表达成包含系数 α 和修正方程 δ 的形式:

$$\hat{y} = f(x; \alpha), \alpha = (\alpha_1, \dots, \alpha_{n_s})^T \quad (2.3.32)$$

计算系数 α 需要解优化问题，见公式(2.3.33)， \hat{y} 为校正模型， y 为观测值。

$$\alpha = \underset{\alpha}{\operatorname{argmin}} \|y - \hat{y}(\alpha)\| \quad (2.3.33)$$

使用正交多项式基可以更容易获得最佳收敛的解^[65]，例如，Hermite 多项式对正态分布是最优的选择，而均匀分布则应该使用 Legendre 多项式。Hermite 多项式由以下递归公式定义：

$$\begin{aligned} H(0,1) &= 1, \\ H(1,x) &= 2x, \\ H(n,x) &= 2xH(n-1,x) - 2(n-1)H(n-2,x) \end{aligned} \quad (2.3.34)$$

由于本方案例（见章节 5.4）中并没有涉及另外输入过程的计算和建模，所以仅使用外部校正项，且由于模型回归简单、初始回归效果较好，仅使用加法校正项，结合式(2.3.26)，修正模型可以用 Hermite 三阶函数表示为：

$$\hat{f} = f(x;p) + \sum_i \alpha_i^{(a)} H(n, x_i), \forall i = 1,2,3; n = 3 \quad (2.3.35)$$

$\alpha_i^{(a)}$ 为加法修正系数。

当部分模型有物理限制或是数值范围限制会涉及条件优化问题^[64]，为了获得系数需结合条件限制解优化问题。本文研究的道路 LCA 环境影响无限制条件，解公式(2.3.33)可获得校正系数。

模型校正方法并不会直接输出衡量原始模型不确定性的统计矩，而是利用校正模型与原始模型之间差异开展不确定性分析。

3) 其他模型不确定性分析

由选择不同模型造成 LCA 结果的不确定性可以认为是模型选择不确定性，可分析比较各个方法结果差异，如有需要可在敏感性分析中进一步讨论。

(3) 情景选择不确定性分析

情景选择不确定性与参数和模型不确定性不同，情景选择可能会影响道路生命周期中多个阶段，因此本文利用多情景分析，即制定相关场景，评估并比较引起的变化进而获得不确定性评估，这也是常用的敏感性分析手段，因此情景选择不确定性分析通常与敏感性分析结合紧密。

LCA 不确定性量化分析需要结合敏感性分析，两者配合才能捕捉对 LCA 结果影响大且带有较大不确定性的材料或是单元过程。这些关键因素对 LCA 结果质量有着显著作用，是提高结果可靠性的研究对象。本文构建了较为完善的不确定性评价体系，如图 2.3.3 所示。

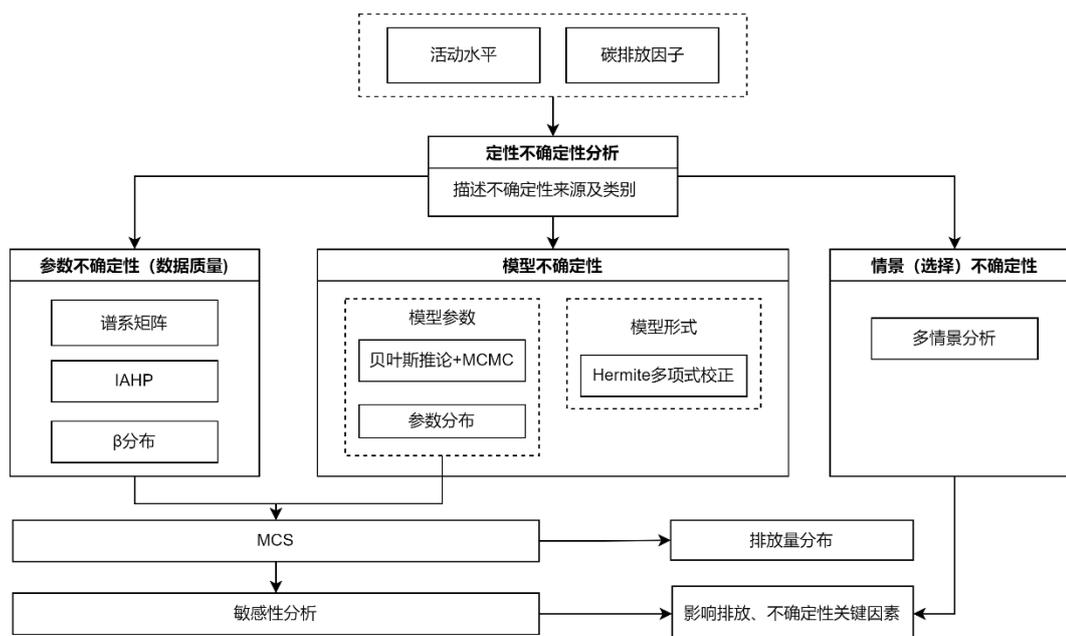


图 2.3.3 不确定性评价体系

2.4 本章小结

本章介绍了 LCA 以及不确定性的理论基础，总结了常用的不确定性处理方法，结合道路 LCI 特点提出了适用于路面 LCI 不确定性的分析体系。具体内容如下：

(1) 介绍 LCA 基本概念，指出因为存在不确定性所以 LCA 结果缺乏可信度。分析 LCA 不确定性来源和各自性质，LCA 不确定性主要有参数不确定性、模型不确定性以及情景不确定性三类，详细阐述了三类不确定性在路面 LCA 中具体表现。针对不同不确定性提出了一系列不确定性评价方法，结合定性、半定量和定量方法评估不确定性。

(2) 定性方法主要通过描述探讨不确定性，半定性方法则是利用数据质量谱系矩阵将定性评价转化为量化评价指标，定量评价则是将不确定性表征为数学形式。其中重点介绍了定量评价，定量评价包含不确定性量化表征、传播和不确定性贡献分析。首先介绍了主要的不确定性表征方法以及各自特点，针对应用较为广泛的概率方法，着重介绍了基于概率和基于判断的两类方法。

(3) 定量评价需要借助不确定性表征指标完成，根据 LCA 使用目的有非比较指标和比较指标两类。敏感性分析可以辅助定量评价发现输入不确定性输出不确定性关系，通常根据研究需求选择敏感性分析方法。

(4) 提出不确定性量化评价框架，参数不确定性采用 DQI 结合 Beta 分布方法表征，模型参数不确定性采用切片抽样结果表征，模型形式不确定性通过 Hermite 正交多项式校正前后模型差异表征。不确定性通过抽样法传递，多情景分析则用评价情景、模型选择造成的区别。

第三章 道路生命周期碳排放评价方法与碳排放因子

本章在第二章基础上,介绍了路面生命周期建模细节和温室气体排放与量化的理论基础,再根据碳排放量化方法-模型法,收集碳排放因子以及相关的数据细节,为开展不确定性分析奠定数据基础。

3.1 道路生命周期评价方法

3.1.1 研究目的以及系统边界

(1) 研究目的

本文以 P-LCA 为基础,考虑高速公路生命周期各个阶段温室气体排放情况,包括材料物化阶段的材料生产加工、建设施工阶段的机械设备使用、使用阶段的路面性能衰减导致机动车额外资源消耗、维修养护阶段的材料和施工机械、生命终止阶段使用机械、各个阶段之间和内部的运输环节。在道路 LCA 建模过程,本文尽量甄别数据的背景以及适用条件,探究排放多、影响大的阶段和相关过程,为后续不确定性分析和敏感性分析奠定基础,也为提出提高道路 LCA 结果质量的建议提供科学依据。

(2) 道路 LCI 碳排放系统边界

详细描述系统边界是 LCA 核心环节之一,系统边界不仅要明确研究的产品或服务的系统边界,即界定道路和所处环境之间的边界,而且还要明确其生命周期相关的个体过程,以及相互关联的阶段之间的边界。例如,考虑施工阶段使用的机械和设备产生的环境影响,是否应将这些机械设备生产的上游阶段产生的环境影响纳入考虑范围?此外,由于现实中一个产品或者服务涉及的个体数量繁多,涉及原材料开采到生命终止后废物处理全过程,理论上包含的流程和个体越详细,数量越多,LCA 的分析结果会越精确,可以大大提高结果可靠度,但是这样建立清单就会成为巨大挑战,显然并不现实,因此必须在系统边界确定的过程中描述清楚具体取舍。

道路生命周期内存在多种物质、能量输入输出。系统环境是向系统提供原材料和能量,同时接受产品和排放物的环境,系统环境和系统组成产品系统。这个过程中,材料和能源在系统内输入输出用流(Flow)表示,因此系统边界也能理解成是联系一种或多种基本流和产品流的单元过程的集合。

本文将道路的系统边界确定为:道路实体和提供相应服务的一系列中间产品和单元过程流组成的集合,包括建造材料生产、运输、施工、道路运营、路面维护修缮和改造、路面拆除与处置过程中直接和间接的温室气体排放,即“从摇篮到坟墓”。由于篇幅限制,本文不考虑废弃物处理阶段。

图 3.1.1 为所有运输单元完整示意图,图 3.1.2 为本文提出的系统边界,包含材料物化阶段、建设施工阶段、使用阶段、维修养护阶段以及生命终止阶段。材料物化阶段

包含原材料开采，加工为成品材料过程中温室气体排放；施工阶段包含施工现场使用机械和设备的排放，可以细分为拌合、摊铺、碾压、铣刨单元；使用阶段占道路生命周期比重最大，但是由于本文研究对象是沥青路面，相对混凝土路面没有明显的碳化效应，且高速公路一般远离城市或位于城郊，反照率导致的城市热岛效应并不显著，周围没有降温需求，所以碳化效应和城市热岛效应不予考虑。由于研究道路为高速公路，不包含隧道，照明设施设置并不是必要的，所以照明单元也不考虑。因此，使用阶段只考虑车路作用中路表面粗糙度影响，即路面粗糙造成机动车额外的燃油消耗。运营阶段维修和养护单元与建造施工阶段类似，与之相比维修保养会造成交通干扰，这其中间接导致的温室气体排放也需要考虑。生命终止阶段拆除施工期间的温室气体排放，由于回收再生相关数据不易收集，所以本文不考虑再生回收过程。运输单元是各阶段的组成，也联系了相关单元，是无法忽视的重要部分。



图 3.1.1 运输单元系统边界示意图

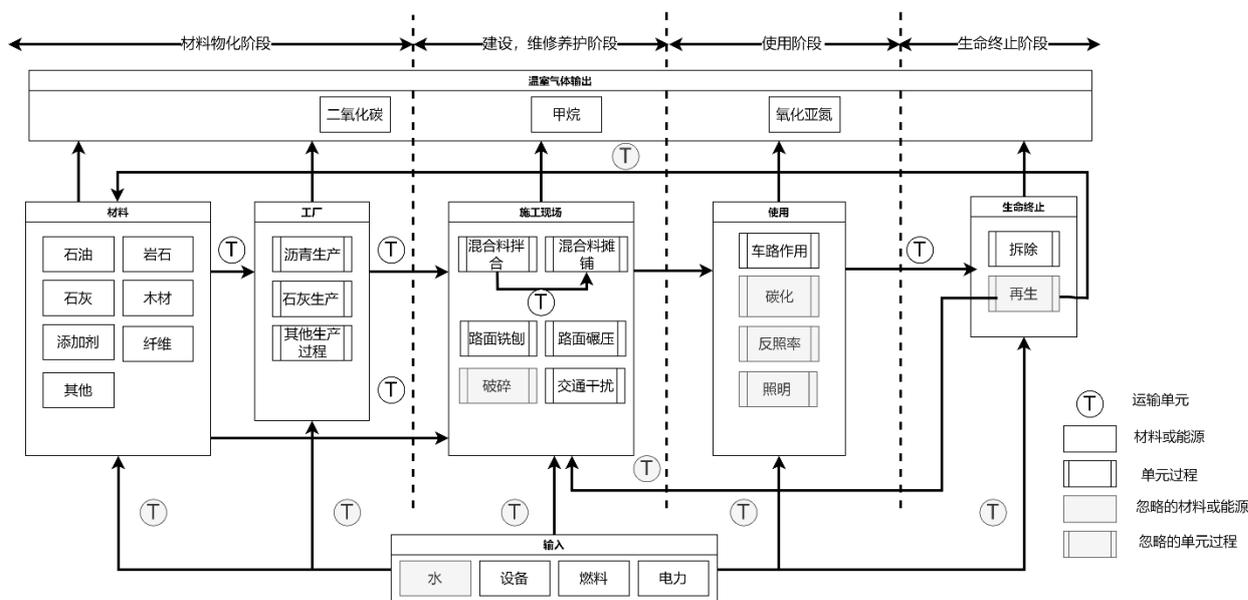


图 3.1.2 本框架内系统边界

3.1.2 功能单元

综合考虑道路功能和实体，本文功能单元为在 30 年的分析周期内，保持设计功能并持续提供相应的服务水平的 1 公里沥青混凝土路面，不包含硬路肩、标线、护栏、路缘石和其他交通附属设施。

3.1.3 清单分析

本文中，道路 LCA 不确定性分析的对象为生命周期清单 (LCI)，不展开进一步的影响评价不确定性分析。在清单阶段需要收集每个单元过程能量、质量流量以及有关空气排放相关输入和输出数据。由于材料的多样性及阶段的动态性，道路工程的清单分析非常复杂。因为每个阶段的不同单元性质不同，各单元数据质量、数据采集困难程度均存在差异，具体计算时会采用不同的计算方法。

分析具体路面工程时，现场实测数据是最理想的清单数据来源，在缺乏现场数据情况下优先考虑国内类似项目实测数据、国内权威数据库以及文献研究，其次考虑国外权威数据库和文献。同时还需要关注数据采集的方法、数据的时效性，否则可能会导致基于生命周期评价结果的决策偏差，同时也为后续进行不确定性分析做好准备。

3.2 温室气体排放分析

3.2.1 温室气体定义

温室气体 (Greenhouse gas, GHG) 能够吸收能量，同时，减慢能量向太空消散的速度，进而导致地球变暖。最常见的温室气体是二氧化碳 (CO₂)，除了二氧化碳以外，还有甲烷 (CH₄)、氧化亚氮 (N₂O)、氢氟烃 (HFCs)、全氟碳 (PFCs)、六氟化硫 (SF₆)、三氟化氮 (NF₃)、五氟化硫三氟化碳 (SF₅CF₃)、卤化醚等也属于温室气体^[66]。其中二氧化碳 (CO₂)、甲烷 (CH₄)、氧化亚氮 (N₂O)、全氟碳 (PFCs)、六氟化硫 (SF₆)、氢氟烃 (HFCs) 是《京都协定书》中明确的六种主要温室气体。

在道路 LCA 中，每个阶段都会有相应的温室气体产生，例如材料生产阶段、建设阶段、养护维修阶段，具体来说包括生产或是施工机械消耗燃料或是电力，使用阶段由于路面性能衰减造成车辆需要额外消耗燃料。

3.2.2 当量碳排放

由于温室气体辐射效率 (radiative efficiency) 不同，它们吸收能量能力有差别，而且，不同气体在大气中存在的时间也有差异，所以它们对全球变暖的影响是不一样的。

全球变暖潜值 (Global Warming Potential, GWP) 能描述不同气体对全球变暖影响。它衡量在一定时期内，温室气体吸收的能量。以排放的二氧化碳 (CO₂) 为参考，相应地，CO₂ 的全球变暖潜值为 1，GWP 越大意味着相比二氧化碳，某种气体在该时间段内使地球变暖的影响就越大。因为以二氧化碳排放作为参考，所以温室气体排放也被称为碳排放。GWP 能将其他温室气体排放转化为等效 CO₂ 排放 (carbon dioxide equivalent, CO₂Eq)。通常 CO₂ 在大气中停留的时间非常长，一般计算当量碳排放采用 GWP_{100a}，即以 100 年为温室效应分析年限。本文中 GWP 均采用 GWP_{100a}。温室气体排放可以根据公式(3.2.1)计算出具体数值。

$$Q_{co2e} = \sum_{i=1}^n (QG HG_i \times GWP_i) \quad (3.2.1)$$

Q_{co2e} —CO₂ 当量, kg CO₂Eq;

$QG HG_i$ —温室气体 i 质量, kg;

GWP_i —温室气体 i 在 100 年内的全球变暖潜值, 具体取值见表 3.2.1。

表 3.2.1 部分温室气体 GWP_{100a} 取值^[67,68]

温室气体种类	化学式	GWP _{100a}		
		IPCC 第二次评估报告 (1995)	IPCC 第四次评估报告 (2007)	IPCC 第五次评估报告 (2013)
二氧化碳	CO ₂	1	1	1
甲烷	CH ₄	21	25	28
氧化亚氮	N ₂ O	310	298	265
六氟化硫	SF ₆	23900	22800	23500
PFC-14	CF ₄	6500	7390	6630
HFC-32	CH ₂ F ₂	650	675	677

由于 IPCC 每隔一段时间会进行一次全球环境评估, 都会根据最新研究发现更新 GWP, 第六次报告将于 2022 年 9 月发布。因此, 为确保时效性本文采用官方推荐的最新的第五次评估报告中 GWP 数值。但是由于前两次评估报告的数值目前仍有大量文献使用, 特别是第四次评估报告, 且一些文献并没有提供具体不同的温室气体排放数值, 难以转换成最新的当量排放。另一方面, 由于第四次和第五次报告中甲烷和氧化亚氮的 GWP 变化并不太大, 且通常这两种气体排放量较小, 最后结果差距并不大。因此, 在数据数量有限且质量不理想的时候可以用 IPCC 2007 替代 IPCC 2013, 但是需要特别指出。

由于二氧化碳、甲烷和氧化亚氮是最常见的温室气体, 且其他气体在道路生命周期中排放较少, 且难以获得相关统计数据, 一般不采用专业 LCA 软件的道路 LCA 研究仅将这 3 种气体纳入碳排放计算。而本文部分数据来自 Ecoinvent 数据库, 其中依据 IPCC 2013 得到的二氧化碳当量排放包含所有类型的温室气体。相较而言, 不包含所有温室气体种类的数据完整性上有劣势。因为缺少稳定可靠的数据, 所以本文在计算时两种数据都会采用, 造成的影响会在不确定性分析中进一步评价。

3.2.3 温室气体排放计算方法

《IPCC 国家温室气体清单指南》中提出了根据排放因子计算的温室气体排放理论, 本质是能源消耗量与燃料碳排放因子相乘, 此方法也被称为模型法。其中碳排放因子 (Carbon Emission Factor) 是指消耗能源产生热量同时产生的温室气体量。根据对能源消耗量与排放因子不同程度的细化, 模型法可以分为三类, 分别是某能源在全国范围内平均消耗量和某能源全国平均碳排放因子; 特定行业领域消耗量和在该领域排放水平;

最后细化到具体某项技术。依据此方法获得的结果不确定性依次降低，但是由于详尽数据难以获得，相对准确的方法通常难以采用。

为了尽可能获得贴合实际的碳排放数据，灵活应用收集数据，充分利用质量较高的信息，参考《指南》中的方法，结合公式(2.3.16)，采用下式计算：

$$\text{碳排放} = \text{活动水平} \times \text{碳排放因子} \quad (3.2.2)$$

式中，活动水平不仅是能源消耗量，还可以是材料用量，某机械或设备工作量；碳排放因子也不再局限于能源消耗产生温室气体，某材料生产过程产生的温室气体，还包括某机械或设备工作产生温室气体。

碳排放的计算本质依旧是消耗能源产生温室气体，但是式(3.2.2)整合了各种活动，一定程度上简化了计算过程和数据收集工作。

此外温室气体排放还能通过物料平衡法和实测法等方法获得。物料平衡法的核心是质量守恒，从上至下对过程中输入物料和输出定量分析。但是这种方法会损失细节，只适合宏观层面数据计算。实测方法则是通过仪器对目标产生的温室气体进行监测，成本较高且收集有难度^[69]。

3.3 碳排放因子

路面 LCA 碳排放清单分析的基础是碳排放因子，主要参考国内外研究文献和国内外权威数据库。对于能源、材料及机械碳排放因子采用背景（Background）调查，原因是能源、材料、机械排放距离终端较远，获取详细单元过程数据不易。再者，由于能源、部分材料和机械被广泛应用，有相关企业、行业协会或是国家部门进行过权威调研和统计，参考这些数据可以让分析过程更加简洁高效，但代价可能会牺牲结果可靠性。同时，国内目前没有针对道路工程的专业环境数据库，对于数据存在的缺陷，具体评价不确定性将会在第五章展开。

清单调查需要向上游追溯，除了发挥作用的阶段，还需要考虑上游生产、运输的排放情况。因此本文最后采用的碳排放因子均包含上游。碳排放因子取值主要参考国外成熟数据库 Ecoinvent 3.8 (2021)^[70]，使用“Allocation, cut-off by classification”系统模型，即系统模型根据物理、经济、质量或其他属性，通过分配对多产品活动进行细分。废物处理过程的副产品和所有被归类为可回收的副产品被舍弃，不计入分析中。

3.3.1 能源碳排放因子

为获取能源碳排放因子，需要收集上游开采加工环节和能源燃烧环节碳排放的数据。上游环节涉及开采、运输、分配、生产、分配等环节，是一个复杂的系统。为了数据质量，主要参考数据库中的值。由于国内数据库存在使用限制，所以国内数据参考发表的研究文献。

表 3.3.1 能源上游碳排放^[71]

能源种类	单位	CO ₂ (g)	CH ₄ (g)	N ₂ O(g)
汽油	GJ	19750.78	0.37	0.19
柴油	GJ	15283.64	0.29	0.15
天然气	GJ	3167.38	0.17	0.05

表 3.3.1 为国内研究者改进现有清单模型后获得的能源上游排放数据，通过《综合能耗计算通则》^[72]进行换算，得到最终碳排放量。其中天然气用平均低位发热值范围均值换算。

表 3.3.2 部分能源平均低位发热数值-各种能源折标准煤系数（参考值）

能源名称	单位	平均低位发热数值	
		kJ	kcal
柴油	Kg	42705	10200
汽油	Kg	43124	10300
天然气	m ³	32238~38979	7700~9310
原油	Kg	41868	10000

上述数据（见表 3.3.1）存在未详细描述具体包含的单元过程和所用数据库，数据时效性不理想，以及需要换算等问题，所以本文同时参考 Ecoinvent 数据库中的数据，见表 3.3.3。

表 3.3.3 能源上游碳排放

能源种类	单位	IPCC 2007 (kg CO ₂ Eq)	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq)	备注	来源
柴油	kg	0.65491	0.65473	-	国内文献 ^[71]
柴油	kg	0.34413	0.34913	-	Ecoinvent
柴油	kg	0.52643	0.53747	低硫	Ecoinvent
汽油	kg	0.85457	0.85435	-	国内文献 ^[71]
汽油	kg	0.57860	0.58640	无铅	Ecoinvent
汽油	kg	0.61181	0.62007	低硫	Ecoinvent
汽油	kg	0.68158	0.70395	乙醇占体积 15%	Ecoinvent
汽油	kg	0.65758	0.66999	乙醇占体积 4%	Ecoinvent
天然气	m ³	0.12421	0.12416	-	国内文献 ^[71]
天然气	m ³	0.12787	0.13127	油气田，陆地生产，高压	Ecoinvent
天然气	m ³	0.07621	0.07726	油气田，海上生产，高压	Ecoinvent
天然气	m ³	0.24570	0.27729	气田，陆地开采，高压	Ecoinvent

以柴油为例，Ecoinvent 中数据包含始于原油进入炼油厂到柴油离开炼油厂的全过程，包括废水处理、淡水供应（来自自然）、炼油厂基础设施、炼油厂场地的原油和产品储存以及能源供应；即从摇篮开始，包括所有柴油生产上游活动。此外，Ecoinvent 数据库中能够展开产品相关的多个单元过程的清单，详细列出了温室气体各种子项的排放量，如图 3.3.1 所示。

+ Carbon dioxide, fossil	0.18951	kg		
+ Carbon dioxide, fossil	0.27768	kg		
+ Carbon dioxide, fossil	0.019313	kg		
+ Carbon dioxide, fossil	5.645E-08	kg		
+ Carbon dioxide, fossil	1.5012E-05	kg		
- Carbon dioxide, from soil or biomass stock	0.00012931	kg		
Uncertainty				
Compartment	air	Subcompartment	non-urban air or from high stacks	
Classification (Cut-off System Model)		Classification (CPC)		
Classification (EcoSpold01)		Formula	CO2	
CAS-Number	000124-38-9	Synonym		
Activity Link		Variable Name		
Mathematical Relation		Comment		
Tags		Source		
Page Numbers		Annual Production Volume		
Production Volume Variable Name		Production Volume Mathematical Relation		
Production Volume Comment		Specific Allocation Property		
+ Carbon dioxide, from soil or biomass stock	5.4741E-06	kg		
+ Carbon dioxide, non-fossil	0.004009	kg		
+ Carbon dioxide, non-fossil	0.00044336	kg		
+ Carbon dioxide, non-fossil	0.0003159	kg		

图 3.3.1 Ecoinvent 中 LCI 部分数据列表

化石能源燃烧时碳排放因子原则上需要通过实测法确定，以便正确反映当地燃烧设备的技术水平设排放特点，但是这样的方法难以实现。考虑到国内缺少标准化、规范化乃至一体化的清单编制或因子数据库，所以利用 IPCC 提供的排放因子数据库（EFDB）计算^[73,74]，即国家温室气体清单指南推荐的缺省排放因子，此计算方法也是国际相关温室气体排放量研究惯用的估算方法。

Status

IPCC 2006 Source/Sink Category: Energy (1) -> Fuel Combustion Activities (1.A) -> Manufacturing Industries and Construction (1.A.2)

Gases: SO2, NOx, NMVOC, CH4, CO, CO2, N2O, NH3, CH2Br2, CHCl3, CH3Cl, CH2Cl2, CH3OCH3, (CF3)2CFOCH3, (CF3)2CHOH, CF3CF2CH2OH, (CF3)2CHOH, CF3OCHF2, CHF2OCHF2, CH3OCF3, CF3CHClOCHF2, CF3CF2OCHF2, CF3CH2OCHF2, CF3CF2OCH3, CF3CF2O2CH2OCHF2, CHF2CF2O2CH2OCHF2, CHF2OCF2O2CH2OCHF2, c-C3F6, CF3CHFOCF3, CF3CHF2OCHF2, CF3CH2OCF3, CF3CH2OCH3, CF3CF2O2CF2OCHF2, CF3CF2OCH2CF3, CF3CF2OCH2CF3, CF3CF2OCH2CF2, CF3CF2OCH2CF2, CF3CHF2O2CH3, CHF2CF2O2CH3, CHF2CF2O2CH2CF2, CF3CF2O2CH2OCH3, (CF3)2CHOCHF2, (CF3)2CHOCH3, - (CF2)4CH(OH), C4F8O, CHF3, CH2F2, CH3F, CF3CHF2OCHF2CF3, CHF2CF3, CHF2CHF2, CH2F2CF3, CH3CHF2, CHF2CH2F, CF3CH3, CF3CHF2CF3, CF3CH2CF3, CH2FCF2OCHF2, CF4, C2F6, C3F8, C4F10, c-C4F8, C5F12, C6F14, SF6, C4F6, C5F8, CH2FCH2F, CH3CH2F, CH2FCF2CF3, CHF2CHF2CF3, CHF2CH2CF3, CF3CH2CF2CH3, CF3I, SF5CF3

Fuels: Diesel Oil

Type of parameter: 2006 IPCC default, 2013 WS default, 2013 KP default, 1996 & 2006 IPCC default

Displayed records: 1 - 6 / 6. Export to XLS

Filter			Select Gases	Select Fuels													Apply filter
Active Filters																	
EF ID	IPCC 1996	IPCC 2006	Gas	Fuel	Type of parameter	Description	Technologies / Practices	Parameters / Conditions	Region / Regional Conditions	Abatement / Control Technologies	Other properties	Value	Unit	Source of data	Action		
117776	1A2 - Manufacturing Industries and Construction (ISIC)	1.A.2 - Manufacturing Industries and Construction	CARBON DIOXIDE	Diesel Oil	2006 IPCC default	CO2 Emission Factor for Stationary Combustion (kg/TJ on a net calorific basis)						74100	kg/TJ	2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 2, Energy, Tables 1.4 and 2.3	Detail		
117830	1A2 - Manufacturing Industries and Construction (ISIC)	1.A.2 - Manufacturing Industries and Construction	METHANE	Diesel Oil	2006 IPCC default	CH4 Emission Factor for Stationary Combustion (kg/TJ on a net calorific basis)						3	kg/TJ	2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 2, Energy, Table 2.3	Detail		
117884	1A2 - Manufacturing Industries and Construction (ISIC)	1.A.2 - Manufacturing Industries and Construction	NITROUS OXIDE	Diesel Oil	2006 IPCC default	N2O Emission Factor for Stationary Combustion (kg/TJ on a net calorific basis)						0.6	kg/TJ	2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 2, Energy, Table 2.3	Detail		

图 3.3.2 EFDB 数据库查询界面^[74]

由于 EFDB 并没有专门针对道路工程的能源碳排放因子，所以选择与之类似的制造业和建筑业的相关数据，具体为工业中燃料燃烧产生的排放，亦包括这些工业自用发电和生产热能的燃烧。IPCC 2006 分类为 1.A.2。此分类下并没有查询到除了二氧化碳、甲烷、氧化亚氮以外其他温室气体的数据。数据结果如表 3.3.4 所示。

表 3.3.4 部分燃料在制造工业和建筑中固定源燃烧的缺省排放因子（基于净发热值的温室气体的 Kg/tJ）

燃料	CO ₂			CH ₄			N ₂ O		
	缺省排放因子	下限	上限	缺省排放因子	下限	上限	缺省排放因子	下限	上限
柴油、汽油	74100	72600	74800	3	1	10	0.6	0.2	2
天然气	56100	54300	58300	1	0.3	3	0.1	0.03	0.3

上限和下限为排放因子 95%置信区间上下限。通常直接采用缺省排放因子进行计算。

为方便调研活动水平和后续计算,EFDB 中查询的碳排放因子需要利用能源热值(表 3.3.5) 进行单位转换, 获得燃烧阶段碳排放当量, 见表 3.3.5。

表 3.3.5 部分燃料在制造工业和建筑中固定源燃烧碳排放量

能源种类	单位	CO ₂ (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O (kg)	IPCC 2007 (kg CO ₂ Eq)	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq)
柴油	kg	3.1644405	1.28115E-04	2.56230E-05	3.17528	3.17482
汽油	kg	3.1954884	1.29372E-04	2.58744E-05	3.20643	3.20597
天然气	m ³	2.1867219	3.89790E-05	3.89790E-06	2.18886	2.18885

根据表 3.3.4 和表 3.3.5 结果可以换算得到部分能源包含上游的碳排放当量, 如表 3.3.6 所示。

表 3.3.6 部分能源碳排放

能源种类	单位	IPCC 2007 (kg CO ₂ Eq)	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq)	备注
柴油	kg	3.83019	3.82955	-
柴油	kg	3.51941	3.52395	-
柴油	kg	3.70171	3.71229	低硫
汽油	kg	4.06101	4.06032	-
汽油	kg	3.78503	3.79237	无铅
汽油	kg	3.81824	3.82604	低硫
汽油	kg	3.88801	3.90992	乙醇占体积 15%
汽油	kg	3.86401	3.87596	乙醇占体积 4%
天然气	m ³	2.31307	2.31301	-
天然气	m ³	2.31673	2.32012	油气田, 陆地生产, 高压
天然气	m ³	2.26507	2.26611	油气田, 海上生产, 高压
天然气	m ³	2.43456	2.46614	陆地开采, 高压

由于数据缺失无法获得更加细分能源固定源燃烧碳排放当量, 且缺少出厂后到使用现场的运输环节排放数据, 直接用表 3.3.6 中数据显然不能准确描述各能源的碳排放量, 其中的不确定性评价将在第五章开展。

需要指出的是, IPCC 对制造工业和建筑中固定源燃烧的定义中明确表示不包含能源出于运输用途的情况, 运输消耗能源排放需要专门的排放数据。对此欧洲环境署统计

了欧洲 29 个国家的机动车排放数据并编制了排放量指南，不仅统计了运输相关排放，还包含其他人为和自然排放数据。因此可以认为欧洲环境署的数据是较为理想的数据来源，数据使用方法见《EMEP/EEA 空气污染物排放清单指南 2019》^[75]。

表 3.3.7 交通燃油消耗碳排放量

机动车分类	燃料	排放							IPCC 2007	IPCC 2013
		CO ₂		CH ₄		N ₂ O			kg CO ₂ Eq	kg CO ₂ Eq
		kg/kg	均值	min	max	均值	min	max	均值	均值
乘用车	汽油	3.169	0.984	0.550	1.890	0.206	0.133	0.320	3.255	3.251
	柴油	3.169	0.127	0.030	0.290	0.087	0.044	0.107	3.198	3.196
轻型商用车 (LCV)	汽油	3.169	0.105	0.170	1.420	0.186	0.103	0.316	3.227	3.221
	柴油	3.169	0.227	0.050	0.190	0.056	0.025	0.072	3.191	3.190
重型车辆 (HDV)	柴油	3.169	0.307	0.070	0.300	0.051	0.030	0.089	3.192	3.191

注：轻型商用车 (light commercial vehicles, LCV)，MOVES 中选用“Single Unit Trucks”代表，重型车辆 (heavy-duty vehicles, HDV) 大型载人载货车辆，MOVES 中选用“Combination Trucks”车辆类型代表。

利用 MOVES 软件计算乘用车平均时速 120km/h 时排放，LCV 和 LDV 平均时速 100km/h 时碳排放数据，MOVES 数据库中拥有大量美国机动车排放数据，输入时间、地点、道路状况，能够计算单位时间内或是单位距离碳排放和能量消耗，结合表 3.3.2 换算得到每千克燃油产生的温室气体。MOVES 详细计算原理见章节 4.4.2。将 EFDB 数据库和 MOVES 模拟结果整理可得表 3.3.8。

表 3.3.8 行驶消耗能源碳排放因子

机动车分类	燃料	IPCC 2007	IPCC 2013	备注	来源
		(kg CO ₂ Eq/kg)	(kg CO ₂ Eq/kg)		
乘用车	汽油	3.255	3.251	-	EFDB
		3.10166933	3.09919764	120km/h	MOVES
	柴油	3.198	3.196	-	EFDB
		3.1448954	3.1448954	120km/h	MOVES
LCV	汽油	3.227	3.221	-	EFDB
		3.10699495	3.11388476	100km/h	MOVES
	柴油	3.191	3.19	-	EFDB
HDV	柴油	3.14565989	3.14783707	100km/h	MOVES
		3.192	3.191	-	EFDB
		3.146658	3.147079	100km/h	MOVES

3.3.2 电力碳排放因子

电力是通过消耗其他能源产生的二次能源，我国发电方式有水力发电、火力发电、核能发电、光伏发电、太阳能发电等，其中除了火电其余均为清洁能源，除了基础设施建设，发电过程中几乎不产生环境负荷。

根据公开资料收集到江苏省 2020 年发电结构数据：

表 3.3.9 江苏省 2020 年发电结构

火力发电				清洁能源			
石油	天然气	煤炭	总计	水力	核能	风能	太阳能
0.19%	4.06%	80.76%	85.00%	0.63%	6.52%	4.54%	3.31%

注：火力发电、水力、风能、太阳能比例数据来自《中国电力统计年鉴 2021》，核能比例通过总发电量与火力发电、水力、风能、太阳能发电量之差估算。由于《中国电力统计年鉴 2021》不提供具体石油、天然气、煤炭发电比例，所以具体比例用《bp 世界能源统计年鉴》中国国家层面数据替代。

利用 Ecoinvent 数据库中不同发电方式排放因子计算电力碳排放因子，见表 3.3.10。

表 3.3.10 Ecoinvent 电力碳排放因子

能源种类	IPCC 2007	IPCC 2013	备注
	(kgCO ₂ Eq /kW·h)	(kg CO ₂ Eq /kW·h)	
电力	1.0575	1.0843	煤炭, 1980-2021, 江苏
	0.57369	0.57899	天然气, 1990-2021, 江苏
	0.90196	0.90314	石油, 1980-2021, 江苏
	0.007564	0.007713	核能, 压水反应堆, 1990-2021, 江苏
	0.004322	0.004401	水力, 河流, 1945-2021, 江苏
	0.076681	0.07811	光伏发电厂, 低压并网, 2008-2021, 江苏
	0.015666	0.016042	风力, 1-3MW 涡轮, 海上, 2014-2021, 江苏

结合发电结构，计算得江苏省混合发电模式下，碳排放因子为 0.900 kg CO₂Eq/ kW·h。

综合文献和数据库中排放数据整理如下：

表 3.3.11 电力碳排放因子

能源种类	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	IPCC 2007	IPCC 2013	备注	来源
	g	g	g	kg CO ₂ Eq /kW·h	kg CO ₂ Eq /kW·h		
电力	774.72	1.657	0.012	0.820	0.824	华东地区, ILCD	邹晶晶 ^[76]
	784.27	0.009	0.012	0.788	0.788	华东地区, 国内统计资料	宋然平, 朱晶晶, 侯萍, 等 ^[77]
	-	-	-	0.997	0.894	江苏省	Ecoinvent, 混合发电

3.3.3 材料碳排放因子

(1) 沥青碳排放因子

沥青是沥青混凝土路面建设中主要材料，与沥青相关的排放更是 LCI 中重要一个环节。

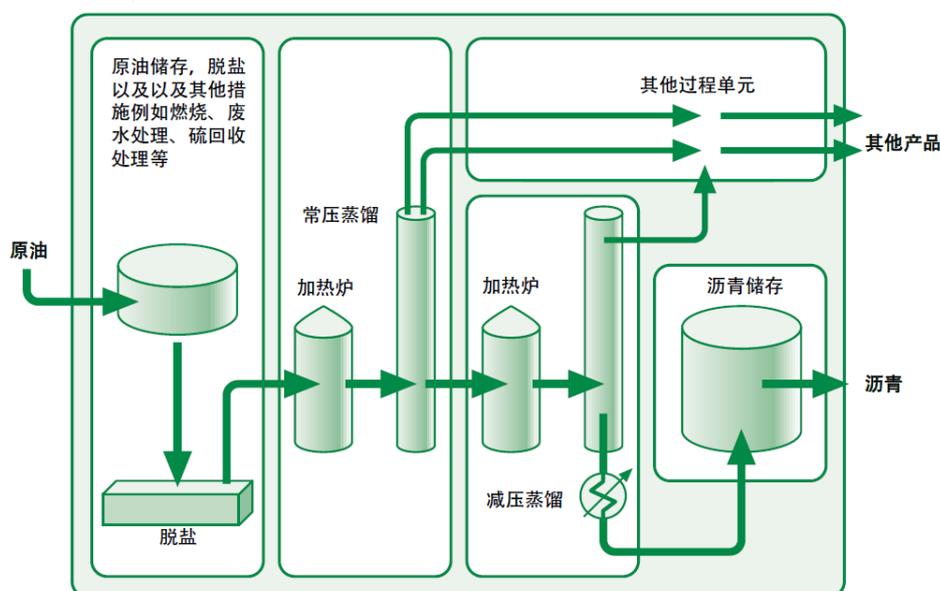


图 3.3.3 沥青直馏生产示意图^[78]

沥青上游过程包含原油开采、运输，加工等多项复杂过程，如图 3.3.3 所示。出于商业秘密保护等因素加上过程距用户端较为遥远，难以直接收集详细能源消耗资料。所以本文通过查阅数据库和参考国内外文献确定沥青排放因子。目前，国内还没有对沥青材料进行系统深入的生命周期分析研究，也没有建立沥青类材料的能耗与排放量化清单。使用国外数据库和文献时，需要注意由于不同国家的原油来源、生产工艺、技术水平等存在较大的差异，排放数据不适合直接用于本文，所以尽量参考国内文献研究成果。需要指出的是，欧洲沥青协会（European Bitumen Association）针对道路铺装用沥青进行了较为全面的清单分析，不仅研究的种类包含了基质沥青、改性沥青和乳化沥青；此外沥青加工工艺涵盖了直馏、半氧化、丙烷脱等多种加工流程；数据来源更是涵盖了欧洲主要工业国。考虑到欧洲沥青协会的数据具有代表性，因此在本研究中具有较高价值。

文献中使用的沥青相关排放数据如表 3.3.12 所示，可以看到即便是同样使用 Eurobitume 排放数据，在文献中就有 5 组不同的数据，具体来看它们的排放评价指标、时效，甚至边界都不是一致的。另一方面，即使时效、边界不同最后的排放数值也会非常相近^[10; 11]。从图 3.3.4 可以看出这些数据的间差异极大，以 IPCC 2007 指标为例，最小值最大值相差 200%以上，变异系数达到 0.4。所以不经甄别评价，粗糙地直接选择某

一组数据当作排放量或是计算这组数据的平均值当作的沥青的碳排放会造成最终结果不可靠。

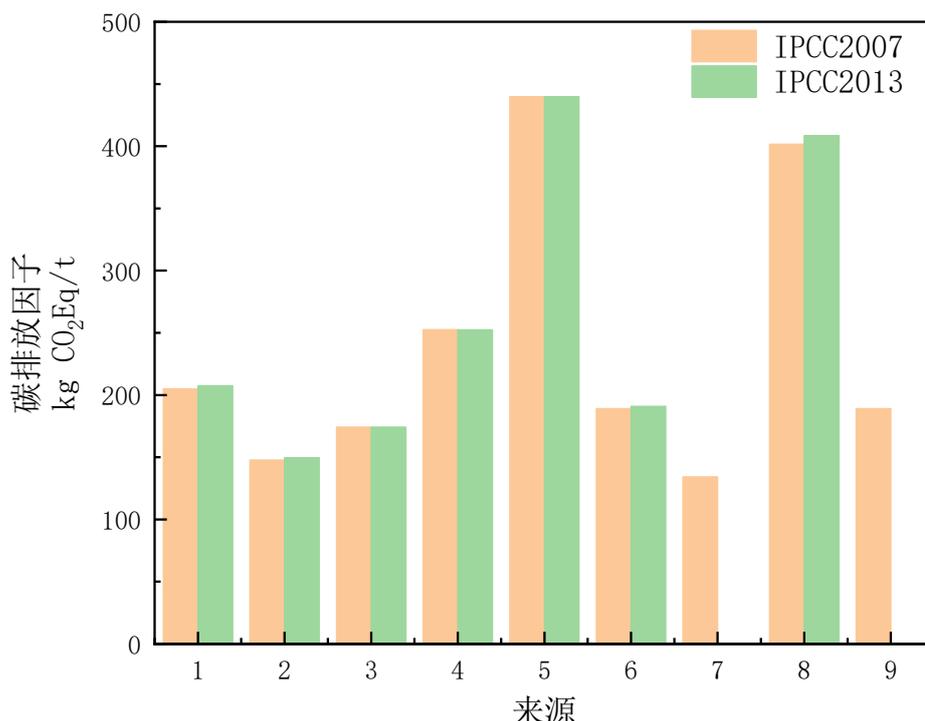


图 3.3.4 沥青碳排放因子

沥青混凝土路面除了基质沥青，还会用到改性沥青。在基质沥青中加入改性剂获得的材料被称为改性沥青，此沥青能够改善路用性能，通常用于面层。目前常用的改性剂包括丁苯橡胶（SBR）、合成橡胶（SBS）以及聚氯乙烯等。

图 3.3.5 展示改性沥青生产过程，该种材料排放可以依靠基质沥青数据加上改性剂生产排放和改性沥青生产过程排放计算获得，表 3.3.13 为文献中使用的改性沥青碳排放因子，遇到的问题与沥青碳排放因子一致，数据质量参差不齐，无法直接使用。

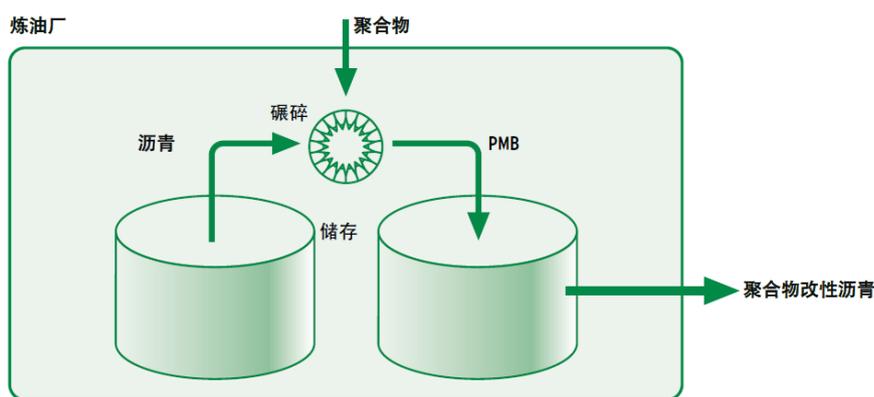


图 3.3.5 改性沥青生产示意图^[78]

(2) 集料碳排放因子

路面建设中集料是用量最大的材料。集料排放因子计算，需要考虑岩石爆破，爆破后的石料需要运输到破碎设备，进行破碎和进一步筛分，最终成为集料产品。这个阶段

不考虑爆破材料生产。理想的情况是获得不同粒径集料的排放因子，但由于各种限制很多数据并没有明确区分，具体见表 3.3.14 收集的文献中集料碳排放因子。

(3) 石灰碳排放因子

石灰是一种常用胶凝材料。生石灰生产需要先在采石场加工石灰石 (CaCO_3)，接着运输至工厂进行破碎操作，再将破碎的石灰石入窑煅烧成生石灰 (CaO)，如使用熟石灰 (Ca(OH)_2) 则还需要熟化步骤。收集数据如表 3.3.15 所示。

(4) 矿粉碳排放因子

矿粉是沥青混合料的重要组成部分，成分以碳酸钙为主，由石灰岩等碱性石料磨细后得到是粉末。可以填充沥青混合料，目的是减小沥青混凝土的空隙，由此矿粉和沥青可以更好地形成沥青胶浆，进而增强沥青混凝土的强度和稳定性。矿粉碳排放因子需要考虑的环节包括，原料开采及处理、粉磨、运输。石灰岩开采后进行破碎，接着采用破碎机对碎石进一步破碎，为了获得更细粒径还需要粉磨、筛分。收集数据见表 3.3.16。

(5) 木质素纤维

主要用作稳定剂添加在 SMA 沥青混合料中，减少由沥青含量过高引起的析漏。木质素纤维并不是每一个路面工程 LCA 会考虑的因素，因为只有采用特定的路面时才有木质素纤维的使用需求且用量不大。所以能收集的数据并不多，本文采用依据重庆相关企业生产情况调查得到的生产环节的排放数据^[79]，按 IPCC 2007 标准碳排放因子为 $178.44 \text{ kg CO}_2\text{Eq/t}$ ，按 IPCC 2013 标准则为 $178.35 \text{ kg CO}_2\text{Eq/t}$ 。

表 3.3.12 基质沥青温室气体碳排放因子收集数据

材料	数据来源/数据库	文献	CO ₂ (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O (kg)	IPCC 2007 (kg CO ₂ Eq/t)	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq/t)	数据描述	原油 开采	运 输	精 炼	储 存
基质 沥青	Eurobitume 2020 /Ecoinvent3.5	Eurobitume 2020 ^[44]	189.343	0.535	-	204.900	207.500	考虑基础设施	√	√	√	√
基质 沥青	Eurobitume 2020 /Ecoinvent3.5	Eurobitume 2020 ^[44]	136.797	0.392	-	147.800	149.600	不考虑基础设施	√	√	√	√
基质 沥青	Eurobitume 2012/ Ecoinvent 2.2	Eurobitume 2012 ^[78] 、李 岷 ^[35]	174.2 44	0.595	-	174.240	174.240	考虑基础设施。仅计算二氧化 碳排放量	√	√	√	√
基质 沥青	国内工厂统计数据/综 合能耗计算通则 2008	蔺瑞玉 ^[85]	251.2 84	0.002 6619	0.003 9921	252.530	252.417	针对常减渣油、溶剂脱沥青工 艺	×	×	√	×
基质 沥青	清洁生产标准-石油炼 制业（沥青）2008/综 合能耗计算通则 2008	高放 ^[79]	439.8 04	0.000 005	0.000 007	439.810	439.806	原油加工阶段，国内平均水 平，连续氧化法和溶剂法	×	×	√	×
基质 沥青	Eurobitume 2012/ Ecoinvent 2.2	孟祥晨 ^[89] 、 孟良 ^[84] 、杨 博 ^[81] 、宋静 静 ^[82]	174.2 44	0.595	-	189.120	190.904	仅包含二氧化碳，甲烷	√	√	√	√
基质 沥青	Eurobitume 2012/ Ecoinvent 2.2/综合能耗 计算通则 2008	沈艺奇 ^[83]	-	-	-	134.200	-	仅包含能源消耗影响	√	√	√	√
基质 沥青	Ecoinvent3.8 ^[70]		-	-	-	401.560	408.500	包括废水处理、淡水供应（来 自自然）、炼油厂基础设施、 炼油厂场地的原油和产品储存 以及能源供应	×	√	√	√

基质	Eurobitume 2012/	邹晶晶 ^[76]	142.9	0.318	0.363	259.103	248.078	华东地区	√	√	√	√
沥青	ILCD 2011		779	035								
基质	Stripple ^[80] /欧洲国家数		173	0.000	0.000	173.013	173.012	数据时效性较差	√	√	√	√
沥青	据以及文献		106	0353								

注：-为缺少数据

表 3.3.13 改性沥青温室气体碳排放因子收集数据

材料	数据来源/数据库	文献	CO ₂ (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O (kg)	IPCC	IPCC	数据描述	原 油 开 采	运 输	精 炼	储 存	改 性 剂 生 产	改 性 沥 青 加 工
						2007 (kg CO ₂ Eq/t)	2013 (kg CO ₂ Eq/t)							
改性 沥青	中石化某工厂统计 数据/综合能耗计算 通则 2008/Stripple	高放 [79]	612.81	0.00	0.00	613.47	613.40		×	×	√	×	√	√
		杨博 [81]												
改性 沥青	Eurobitume 2012/ Ecoinvent 2.2	宋静静 [82]	295.91	1.09	0.00	323.04	326.29	不含基础设施, 仅计算二氧化碳、甲 烷数据, SBS 45kg (4.5%),改性沥青 采用采用高速剪切法或胶体磨法制备	√	√	√	√	√	√
		沈艺奇 [83] 孟 良 [84]												
改性 沥青	设备数据/综合能耗 计算通则 2008	蔺瑞玉 [85]	263.42	0.00	0.00	264.66	264.61		×	×	√	×	×	√
改性 沥青	Eurobitume 2012/ 综合能耗计算通则 2008	邹晶晶 [76]	271.24	0.83	0.00	292.16	294.63		√	√	√	√	√	√
改性 沥青	Eurobitume 2012/ Ecoinvent 2.2	Eurobit ume ^[78]	346.02	1.21	0.00	376.14	379.76	含基础设施、仅计算二氧化碳、甲烷 数据, SBS 45kg (4.5%),改性沥青采 用采用高速剪切法或胶体磨法制备	√	√	√	√	√	√

注: -为缺少数据

表 3.3.14 集料碳排放因子收集数据

材料	单位	数据来源/数据库	文献	CO ₂ (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O(kg)	IPCC 2007 (kg CO ₂ Eq)	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq)	数据描述	开采	运输	破碎
砂砾	m ³	瑞典环境研究所	高放、孟良 [79,84]	-	-	-	6.12	-	无数据细节	-	-	-
石屑	m ³	瑞典环境研究所	高放 ^[77]	-	-	-	5.54	-	无数据细节	-	-	-
砂	t	Stripple ^[80] / 欧洲国家数据以及文献		7.28× 10 ⁻²	3.76× 10 ⁻⁷	2.30× 10 ⁻⁶	0.07	0.07	天然砂	×	√	×
集料	t	Athena&IVL	潘美萍、龚志起、 Pierre ^[86-88]	-	-	-	2.50	-	不考虑集料粒径	√	√	√
集料	t	综合能耗/调查数据	沈艺奇 ^[83]	-	-	-	6.04	-	玄武岩，不考虑集料粒径	√	√	√
集料	t	综合能耗/调查数据	沈艺奇 ^[83]	-	-	-	3.72	-	石灰岩，不考虑集料粒径	√	√	√
集料	t	Ecoinvent 3.8 ^[70]		-	-	-	4.10	4.20	65%碎石+35%砂，RoW	√	√	√
集料	t	Stripple ^[80] / 欧洲国家数据以及文献		1.42	3.82× 10 ⁻⁶	3.61× 10 ⁻⁵	1.43	1.43	不考虑集料粒径	√	√	√
集料	t	综合能耗	蔺瑞玉、孟良 ^[84,85]	5.72	1.45× 10 ⁻⁴	1.65× 10 ⁻⁴	5.77	5.77	不考虑集料粒径	√	√	√
集料	t	文献调研 /ILCD	邹晶晶 ^[76]	3.11	4.32× 10 ⁻³	7.70× 10 ⁻⁵	3.24	3.25	不考虑集料粒径	√	√	√
集料	t	文献数据平均值	孟祥晨 ^[89]	-	-	-	5.68	-	不考虑集料粒径	-	-	-

集料	t	文献调研/综合能耗	罗智星 ^[90]	3.15	2.00×10^{-3}	1.06×10^{-2}	6.36	6.02	不考虑集料粒径	√	×	√
集料	t	综合能耗/设备功耗	高放 ^[79]	3.43	5.21×10^{-5}	3.80×10^{-5}	3.44	3.44	不考虑集料粒径	×	×	√

注：-为缺少数据；*文中取自瑞典环境研究所的数据由于引用时没有标注出处，所以没能获得更多数据细节，使用这样的数据会造成很大困扰。更进一步的数据评价会在不确定性分析章节展开。

表 3.3.15 石灰碳排放因子收集数据

材料	单位	数据来源/数据库	文献	CO ₂ (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O(kg)	IPCC 2007 (kg CO ₂ Eq)	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq)	数据描述	开 采	运 输	生 产
生石灰	t	地方标准/综合能耗	沈艺奇 [83]	-	-	-	415	-	标准上限	×	×	√
生石灰	t	Ecoinvent3.8 ^[70]		-	-	-	1174.5	1187.8	生石灰, 研磨, RoW, 2000-2021	√	√	√
生石灰	t	Stripple ^[80] /欧洲国家数据以及文献		1.0× 10 ³	1.44× 10 ⁻⁵	-	1017.5	1017.5	不记氧化亚氮	√	√	√
石灰	t	-	龚志起、 李頔 ^[35,87]	-	-	-	1180	-	无数据细节	-	-	-
生石灰	t	Ecoinvent3.8 ^[70]		-	-	-	1190.4	1206.7	生石灰, 研磨, 包装, RoW, 2000-2021	√	√	√
生石灰	t	地方标准/综合能耗	高放 ^[79]	1.19× 10 ³	6.45× 10 ⁻³	4.31× 10 ⁻³	1193.24	1193.12	标准上限	×	×	√

注: -为缺少数据

表 3.3.16 矿粉碳排放因子收集数据

材料	单位	数据来源/ 数据库	文献	CO ₂ (kg)	CH ₄ (kg)	N ₂ O(kg)	IPCC 2007 (kg CO ₂ Eq)	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq)	数据描述	开 采	运 输	生 产
矿粉	t	综合能耗/ 设备参数	蔺瑞玉 [85]	7.35535	7.85× 10 ⁻⁵	1.16048 ×10 ⁻⁴	7.391894978	7.388300892	未指定岩石种类	√	√	√
矿粉	t	Ecoinvent 3.8 ^[70]		-	-	-	2.7538	2.8272	石灰岩, 50%>10μm, 45%介于 10μm 和 2.5μm 之间, 5%<2.5μm, 使用水电, RoW	√	√	√
矿粉	t	综合能耗/ 设备参数	高放 [79]	-	-	-	7.355	-	未指定岩石种类	×	×	√
粉煤 灰	t	综合能耗/ 设备参数	高放 [79]	17.048	1.888× 10 ⁻⁴	0.00025 92	17.1299616	17.1219744	SMA 中不可使用	×	×	√

注: -为缺少数据

3.3.4 机械碳排放因子

机械排放主要是施工机械工作消耗能源产生的温室气体排放，本文采用 Ecoinvent 3.8 数据库中机械运作相关排放数据，排放数据以 EPA 的 NONROAD2008 的非道路机械模型为基础进行计算。在该模型中燃料消耗、排放系数与发动机功率密切相关，因此 Ecoinvent 数据把发动机功率作为分类指标。此外机械寿命、活动量、负荷因子也是影响排放量的关键参数。机械寿命、活动量均假设为中位数。负荷因子分为高负荷因子、低负荷因子、稳态负荷因子三种类型，每种设备都会与测试周期进行匹配，找到最相似的非道路活动，从而确定相应的负荷因子。使用燃油为超低硫非道路柴油(硫含量 0.0015%)，数据库中排放因子包含燃油以及机械上游排放影响。排放因子如表 3.3.17 所示。

表 3.3.17 机械碳排放因子

负荷	单位	功率	IPCC 2007 (kg CO ₂ Eq)	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq)	适用设备
高负荷因子	h	< 18.64 kW	6.3145	6.3779	胶轮装载机、 摊铺机、压路 机
	h	>= 18.64 kW < 74.57 kW	30.937	31.216	
	h	>= 74.57 Kw	148.16	148.96	
低负荷因子	h	< 18.64 kW	3.6396	3.6724	自卸汽车、装 载机
	h	>= 18.64 kW < 74.57 kW	12.575	12.717	
	h	>= 74.57 kW	23.456	23.594	
稳态	h	< 18.64 kW	4.4717	4.5209	水泥砂浆搅拌 机、破碎设备
	h	>= 18.64 kW < 74.57 kW	19.91	20.055	
	h	>= 74.57 kW	80.761	81.22	

3.4 本章小结

本章介绍了路面 LCA 的研究目的以及系统边界，系统边界为“从摇篮到坟墓”，包括材料物化、施工、使用、养护和生命终止阶段。功能单元为在 30 年的分析周期内，保持设计功能并持续提供相应的服务水平的 1 公里沥青混凝土道路路面。研究典型的沥青路面生命周期的温室气体排放，通过 IPCC 的气候变化指标二氧化碳当量进行评价。最后通过背景调查，收集了国内外文献和数据库中能源、材料、机械碳排放因子，同时进行数据质量初步分析。

第四章 道路生命周期温室气体排放量化模型

排放量化建模是获取生命周期清单的重要环节，需要根据系统边界对各阶段单元过程进行温室气体排放量计算。本章总结了可操作性强的适用于沥青路面生命周期碳排放量化的模型体系。其中重要内容是量化活动水平，本文根据理论假设计算材料活动水平；参考定额获得部分机械设备的活动水平，对于部分机械，将能源消耗和工作时间分别作为活动水平，提出了两种碳排放计算模型；使用依据实测数据得到的经验回归公式估算拌合与摊铺的活动水平；基于 MEPDG 与 HDM-4 模型计算使用阶段活动水平。至于交通干扰碳排放则是采用 VISSIM 仿真与 MOVES 模拟协同计算得到。

4.1 材料物化阶段排放建模

4.1.1 材料消耗计算

计算材料物化阶段碳排放量，除了相关材料“从摇篮到大门”的碳排放因子，还需要沥青路面建设所用材料包括基质沥青、改性沥青、集料、矿粉、木质素纤维的用量。本环节不考虑材料损耗，材料活动水平，通常可以参考定额，也可以通过道路技术资料进行估算。为了获得更加准确的工程量信息，采用根据技术资料估算。

沥青、改性沥青用量或木质素用量计算公式如(4.1.2)所示。

$$m_j = \frac{\sum_{i=0}^i (\rho_{gross,i} \times V_i \times \alpha_{i,j})}{1000} \quad (4.1.1)$$

j —沥青、改性沥青、木质素，

m_j — j 材料消耗，单位：吨，

i —上、中、下面层，

$\rho_{gross,i}$ — i 层毛体积，单位： kg/m^3 ，

V_i — i 层的层体积，单位： m^3 ，

$\alpha_{i,j}$ — i 层 j 材料占比，沥青为最佳沥青用量，木质素纤维为含量，单位：%。

矿料用量：

$$m_{aggregate} = \frac{\sum_{i=0}^i (\rho_{gross,i} \times V_i - \sum_{j=0}^j m_{i,j})}{1000} \quad (4.1.2)$$

$m_{aggregate}$ —矿料消耗，单位：吨，

$m_{i,j}$ — i 层 j 材料消耗，单位：吨。

利用矿料消耗根据混合料配合比计算出不同粒径集料、矿粉用量。

4.1.2 碳排放计算模型

将式 (3-2) 应用到材料物化阶段得到式 (4-3)：

$$Q_{\text{物化,co2e}} = \sum m_{\text{材料}} \times EF_{\text{材料}} \quad (4.1.3)$$

$Q_{\text{物化,co2e}}$ —材料物化阶段温室气体排放，单位：kg CO₂Eq，

$m_{\text{材料}}$ —材料消耗量，单位：吨，

$EF_{\text{材料}}$ —材料碳排放因子，单位：kg CO₂Eq/t。

4.2 施工阶段排放建模

施工阶段计算数据有两种来源，分别是来自施工现场调研和定额估计。假设案例施工现场与文献提及的现场状况一致，机械现场调研数据来自孟祥晨^[89]收集到的 G205 唐秦界至卑家店段大中修工程沥青路面面层建设现场，参考作者提出的机械资源消耗回归模型计算施工阶段的活动水平。为了获得各模型回归的细节，本文对数据进行了重新回归。

4.2.1 混合料拌合

混合料拌合单元过程，涉及拌合站消耗电能和加热沥青混合料消耗的天然气，以及装载机输送拌合材料过程消耗的柴油。

(1) 现场观测数据回归建模

拌合站能源消耗数据通过多次统计同一时间拌合楼显示的拌合数据以及天然气表和电表获得。

拌合站天然气回归消耗模型见(4.2.1)：

$$V_{\text{gas}} = -468.665 + 1.622m_M + 2.386T_A + 13.193t_M \quad (4.2.1)$$

V_{gas} —拌合站天然气用量，单位：m³，

m_M —拌合质量，单位：吨，

T_A —集料拌和温度，单位：℃，

t_M —拌合站拌合时间，单位：min。

表 4.2.1 拌合用气回归模型细节

模型系数	未标准化系数		t	显著性	B 的 95.0% 置信区间	
	B	标准错误			下限	上限
常数	-468.665	39.437	-11.884	0.000	-549.207	-388.124
t_M	13.193	1.451	9.092	0.000	10.229	16.156
T_A	2.386	0.207	11.538	0.000	1.964	2.808
m_M	1.622	0.621	2.613	0.014	0.354	2.889

拌合站电力消耗回归模型，

$$V_{ele} = -0.213 + 0.005t_M + 0.001T_B \quad (4.2.2)$$

V_{ele} —拌合站用电量，单位：kW·h，

t_M —拌合站拌合时间，单位：min，

T_B —沥青拌和温度，单位：℃。

表 4.2.2 拌合用电回归模型细节

模型系数	未标准化系数		t	显著性	B 的 95.0% 置信区间	
	B	标准错误			下限	上限
常数	-0.213	0.029	-7.448	0.000	-0.271	-0.155
t_M	0.005	0.000	16.719	0.000	0.004	0.006
T_B	0.001	0.000	7.083	0.000	0.001	0.002

(2) 碳排放计算模型

根据能源排放因子和消耗量计算混合料拌合阶段碳排放量，

$$Q_{\text{拌合,co2e}} = \sum V_{\text{能源}} \times (EF_{\text{能源燃烧}} + EF_{\text{能源上游}}) + V_{\text{电力}} \times EF_{\text{电力}} \quad (4.2.3)$$

$Q_{\text{拌合,co2e}}$ —拌合单元过程温室气体排放，单位 kg CO₂Eq，

$V_{\text{能源}}$ —拌合单元过程消耗能源，天然气单位 m³，

$V_{\text{电力}}$ —拌合单元过程消耗电力，单位 kW·h，

$EF_{\text{能源燃烧}}$ 、 $EF_{\text{能源上游}}$ —天然气燃烧和上游碳排放因子，单位：kg CO₂Eq/m³，

$EF_{\text{电力}}$ —电力碳排放因子，单位 kg CO₂Eq/kW·h，

4.2.2 路面摊铺

混合料摊铺单元过程中主要时摊铺机和运输设备工作消耗能源产生排放。

(1) 现场数据回归建模

摊铺数据来自摊铺机显示数据^[89]，记录了摊铺 4cm 上面层和 8cm 下面层时的油耗、摊铺速度、摊铺长度、摊铺宽度、摊铺厚度等参数。参照原作者使用的岭回归模型，为得到更好的拟合效果，尽量少地舍弃观测数据，本文根据方差扩大因子法确定 $K=0.045$ 而不是原文中采用的 0.15。参考岭迹图（图 4.2.1）在 0.045 处无明显波动，见表 4.2.3 岭回归分析结果。

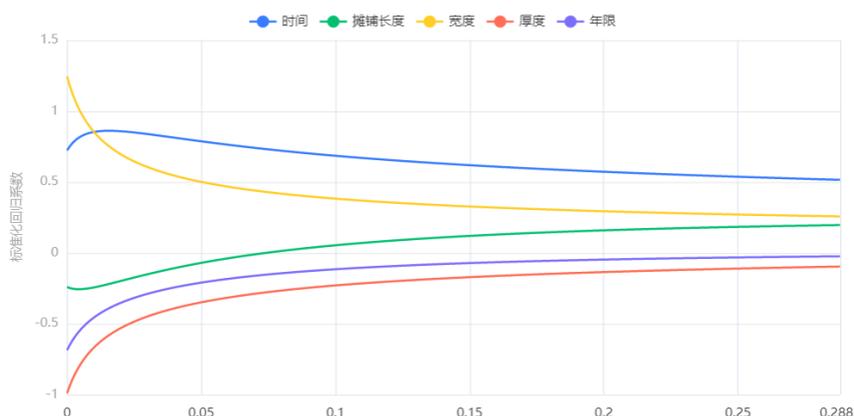


图 4.2.1 岭迹图

表 4.2.3 岭回归分析结果

K=0.045	非标准化系数		t	p	R ²	调整R ²	F
	B	标准错误					
常数	29.907	3.281	-9.114	0.000※			
t _p	0.197	0.014	14.557	0.000※			
l _p	-0.009	0.006	-1.545	0.128	0.938	0.932	163.793(0.000※)
b _p	7.749	0.718	10.797	0.000※			
h _p	-1.475	0.181	-8.137	0.000※			
y _p	-1.479	0.271	-5.46	0.000※			

注：※代表 1% 的显著性水平

由岭回归得到的油耗公式如下

$$V_{diesel} = (-29.907 + 0.197t_p - 0.009l_p + 7.749b_p - 1.475h_p - 1.479y_p) \times \rho_{diesel} \quad (4.2.4)$$

V_{diesel}—摊铺机消耗柴油，单位：kg，

t_p—摊铺机摊铺时间，单位：min，

l_p—摊铺长度，单位：m，

b_p—摊铺宽度，单位：m，

h_p—松铺厚度，单位：cm，

y_p—摊铺机使用年限，单位：年，

ρ_{diesel}—柴油密度，单位：kg/L。

(2) 碳排放计算模型

根据能源排放因子和消耗量计算混合料拌合阶段碳排放量，

$$Q_{摊铺,co2e} = \sum V_{能源} \times (EF_{能源燃烧} + EF_{能源上游})$$

Q_{摊铺,co2e}—摊铺单元过程温室气体排放，单位：kg CO₂Eq，

V_{能源}—拌合单元过程消耗能源，柴油单位：kg，

$EF_{\text{能源燃烧}}$ 、 $EF_{\text{能源上游}}$ —柴油燃烧和上游碳排放因子，单位：kg CO₂Eq/kg。

4.2.3 路面碾压

路面碾压使用轮胎式压路机和光轮压路机，此单元过程排放主要是不同压路机消耗燃料产生温室气体。

(1) 定额法

利用《公路工程预算定额》得到压路机台班，结合机械排放因子计算碳排放，也可以再进一步参考《公路工程机械台班费用定额》计算获得能源消耗。定额法计算活动水平同样适用于铣刨机械、装载机等其他施工设备。

(2) 碳排放计算模型

模型 1：根据能源排放因子和消耗量计算路面碾压过程碳排放量，

$$Q_{\text{碾压,co2e}} = \sum V_{\text{能源}} \times (EF_{\text{能源燃烧}} + EF_{\text{能源上游}}) \quad (4.2.5)$$

模型 2：根据机械碳排放因子和机械台班计算路面碾压过程碳排放，

$$Q_{\text{碾压,co2e}} = \sum V_{\text{机械}} \times EF_{\text{机械}} \quad (4.2.6)$$

$Q_{\text{碾压,co2e}}$ —路面碾压单元过程温室气体排放，单位：kg CO₂Eq，

$V_{\text{能源}}$ —碾压单元过程消耗能源，柴油单位：kg，

$EF_{\text{能源燃烧}}$ 、 $EF_{\text{能源上游}}$ —柴油燃烧和上游碳排放因子，单位：kg CO₂Eq/kg，

$V_{\text{机械}}$ —碾压单元过程机械台班，单位：h，

$EF_{\text{机械}}$ —机械碳排放因子，单位：kg CO₂Eq/h。

上述两种模型选择有可能产生不同的排放结果，可以通过多情景分析，评价模型选择带来的差异。

4.3 使用阶段排放建模

路面-车辆相互作用（PVI）解释了由于路面结构和表面特性的变化而导致的额外车辆燃油消耗。本研究中考虑的 PVI 是粗糙度变化引起的额外燃油损失。需要指出的是，本文案例（章节 5.1）中城郊高速的交通组成不考虑电动车，且不另外计算电动车未来发展和普及产生的排放。根据江苏省统计数据^[91]，虽然自 2018 年起电动车销量逐年上升，但是电动汽车保有量仅占汽车总保有量 2.31%，现阶段占比较少。目前来看，更多电动车上路是必然趋势，但是电力驱动对于大型运输车和长途汽车来说并不是最优选，首先是电池自重大，能量密度低，功率也较低，要获得同样的能量，电池重量必然大于

汽油。因此，目前来看，适宜采用电力驱动的工具主要是在城市内的出租车，公交车，垃圾运输车，包括一些小型运输车。再考虑到充电站建设以及电池技术限制等因素，电力驱动目前仅适合短途出行交通工具，并不适用于重型，长途车。因此本文在使用阶段排除电力驱动机动车的环境效应。但是未来电力驱动机动车会增加是趋势，不考虑这个因素势必会削弱结果可信度。此方面考虑将纳入数据不确定性分析。

4.3.1 国际平整度指数预测

IRI 等路面性能指标可以通过经验法、力学法、力学-经验法获得。研究中常见回归拟合便是经验法，研究者们通常使用线性模型、指数模型、线性模型或 logit 模型；较为著名的力学经验法有 MEPDG 和 HDM-4。前者是 AASHTO 和美国国家合作公路研究项目(NCHRP)合作于 2004 年推出“力学—经验法路面设计指南”，即 MEPDG (Mechanistic—Empirical Pavement Design Guide)，后者是由世界银行推出的公路开发与管理模型 (Highway development and maintenance)，适用于全球大部分地区。

国内有不少的研究都采用了经验法，通常是对现场测得的数据进行平整度分析，总结变化规律，再将经验回归模型应用于平整度预测。但是在不同研究中，经验回归得到的各个公式中同一因素的系数差别很大，也说明了现在对于平整度各个因素的影响程度没有一个统一的认识。且这些针对的是某一特定地点的、特定时期的数值，并不具备普适性，不可随意迁移，因此相比之下，力学经验法适用范围更广。

由于 MEPDG 综合考虑了交通、气候、路面结构以及材料特性等多方面因素，能获得设置条件相对应的路面特性数据，结果相对可靠，但是其配套软件 (Pavement-ME，基于 MEPDG 理论编写) 内设置以及参数取值均参考北美地区情况，不能直接套用在具体的案例中。另一方面，HDM-4 也考虑了各地区的不同气候、环境、路况、车辆等因素，还能进行相关参数校正，适用于全球大部分地区。其提供专门的路面性能衰变模块，主要是对使用寿命周期内裂缝、剥落、坑槽、车辙、平整度、抗滑性能等路面使用性能状况进行预测。IRI 受到裂缝，结构强度，环境，坑槽等多种因素影响。以上两种方法包含变量多，预测准确性较高，也可以根据本地实际参数对模型进行调整。由于 HDM-4 软件存在使用授权限制，因此本文采用基于 MEPDG 模型的方法预测路面性能衰减。MEPDG 模拟结果会提供指定置信度 IRI 变化区间，本文选用最理想的数据，即 IRI 变化置信区间下限。

4.3.2 国际平整度指数与排放模型

计算粗糙度相对于初始构造值的变化并将其转换为额外的燃料消耗。计算中只考虑路表性能变化引起的额外燃料消耗，因此使用 IRI 的变化量 (ΔIRI) 而不是绝对 IRI，见(4.3.1)。

$$\Delta IRI_t = IRI(t) - IRI_0 \quad (4.3.1)$$

ΔIRI_t —IRI 变化，单位：m/km，

$IRI(t)$ —第 t 年 IRI, 单位: m/km,

IRI_0 —初始 IRI, 一般设为 1m/km。

计算由于路面粗糙造成的车辆额外燃油消耗, 其中交通信息需要与 MEPDG 中的交通输入一致, 额外燃油消耗根据以下公式计算:

$$\Delta FC_i(t) = 365 \times AADT \times P_i \times (1 + R)^t \times l \times FE_i \times \Delta IRI(t) \times F_v \quad (4.3.2)$$

$\Delta FC_i(t)$ —在 t 时间内 i 车的额外燃油消耗, 单位: 升,

$AADT$ —年均日交通量, 单位: 辆/d,

P_i — i 类型车辆占比, 单位: %,

R —交通量增长率, 单位: %,

l —功能单元定义路面长度, 单位: km,

F_v —IRI 每增加 1 单位, 燃油消耗增加百分比,

FE_i — i 型车的燃油油耗, 单位: L/100km。

额外的燃油结合排放因子能够计算出当量二氧化碳排放, 如公式(4.3.1)所示:

$$Q_{IRI,CO_2e} = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \Delta FC_{ij}(t) \times \rho_{fuel} \times EF_{fuel} \quad (4.3.3)$$

Q_{IRI,CO_2e} —路面粗糙度造成的额外碳排放, 单位: kg CO₂Eq

EF_{fuel} —燃料排放因子, 例如汽油、柴油排放因子, 单位: kg/kg。

ρ_{fuel} —燃料密度 kg/L, 汽油 0.74kg/L, 柴油 0.83kg/L。

参考 Chatti^[73]利用 HDM-4 模型得到的路表 IRI 与相应油耗数据, 总结获得系数见表 4.3.1。

表 4.3.1 使用阶段燃油消耗计算系数

车辆类型	时速 km/h	每增加一单位 IRI 燃油消耗百分比 F_v %	机动车油耗 EF_{fuel} L/100km
乘用车	112	2.4	10.785
LCV	88	1	18.018
HDV	88	1.6	44.731

注: 乘用车假设为 Medium car, LCV 为轻型卡车, HDV 选用铰接车作为代表。

4.4 维修养护阶段

维修养护阶段产生的排放有三方面, 一是来自生命周期内多次养护施工使用的筑路材料物化过程和机械工作时的排放, 二是由于维修养护施工占用道路空间, 导致通行能力变低, 过往车辆频繁减速加速, 造成车辆拥堵排队, 相比正常行驶这期间消耗燃油导致的排放, 最后是需要封闭施工时, 通过修建临时通道, 使用施工材料、机械工作造成排放或者车辆绕行, 增加的行驶距离导致的额外碳排放。由此看来, 养护施工活动不仅

会因为施工和使用材料这些活动本身产生碳排放，还会因为干扰交通造成额外碳排放，对于重交通量路段，受干扰车辆产生的额外碳排放甚至会超过施工活动碳排放^[92]。

维修养护阶段材料物化与施工排放过程与章节 4.1 和 4.2 中建模类似，但是由于维修养护阶段在路面生命周期中会发生多次，因此还需要额外考虑时间效应。维修养护活动造成的交通影响需要通过交通仿真，排放模拟完成，分别需要借助 VISSIM 和 MOVES 软件进行。

4.4.1 维修养护材料与施工排放

维修养护施工排放与建造施工排放类似，采用相似的材料、机械和碳排放计算模型。但是不同的是，维修养护通常在路面生命周期里会多次发生，不同的修为养护策略对应不同施工频率，不同的养护策略对应不一样的路面性能，从而也会影响使用阶段的排放。

(1) 维修养护路面性能指标

本文以路面粗糙度 IRI 为路面性能指标，根据 JTG 5421-2018《公路沥青路面养护设计规范》制定养护策略。养护以路面 IRI 作为指标，当 IRI 大于限值则需要进行养护施工，其他指标不予考虑。由于一般沥青混凝土设计年限为 15 年，则每 15 年进行一次大修。对路面部分来说就是进行铣刨重铺，重铺路面可以满足未来 15 年的设计荷载，本文假设 IRI 与前 15 年变化一致。其余时间以养护为主，采用针对恢复路面平整度的预防性养护措施，例如薄层罩面、封层罩面、就地热再生等。

薄层罩面适用条件，高速公路需要满足 $RQI \geq 85$ ，超薄层罩面需要满足 $RQI \geq 88$ ，封层罩面则需要满足 RQI 大于等于 83，就地热再生需要满足 $RQI \geq 85$ ， RQI 是路面行驶质量指数，国内标准（JTG 5210-2018《公路技术状况评定标准》）采用 RQI 而非 IRI 表征路面行驶质量，标准中提供了 RQI 与 IRI 关系式：

$$RQI = \frac{100}{1 + a_0 e^{a_1 IRI}} \quad (4.4.1)$$

a_0 —高速公路和一级公路采用 0.026，其他等级公路采用 0.0185；

a_1 —高速公路和一级公路采用 0.65，其他等级公路采用 0.58。

经换算当 $IRI \leq 2.95m/km$ 时，可以采用薄层罩面、就地热再生预防养护措施改善路面平整度； $IRI \leq 2.55m/km$ 时，可以采用超薄层罩面； $IRI \leq 3.15m/km$ 时，可以采用封层罩面。

确定养护时机可以采用时间触发法和路况触发法，其中路况触发法确定养护时机更为科学、准确，是优先选择。由于路面品质、服役条件、技术状况衰变规律等方面的差异，即便是采用时间触发法，也要结合路面实际的技术状况进行养护时机选择，以免做出不当决策。如采用路况触发法，则将 IRI 限值作为路况触发法的条件，IRI 可以作为评级指标对路面状况进行分级，表 4.4.1 为评价分级表，周岚^[66]认为我国规范相对宽松，所以结合我国常见路面病害和京沪高速实测数据对 IRI 分级标准进行校准：

表 4.4.1 评价分级表 (单位: m/km)

评价依据	优	良	中	差
周岚 ^[66]	$IRI \leq 1.34$	$1.34 < IRI \leq 2.2$	$2.2 < IRI \leq 3.4$	$IRI > 4.5$
规范 ^[93]	2.2	3.5	4.3	5.0

假设两种情形，一是高速公路需要在服务年限内保持优秀的路面性能，所以本文采用 1.34m/km 作为 IRI 设定界限，二是高速公路在服务年限内保持较高路面性能，为避免频繁施工，采用时间触发法，5 年进行一次养护。两种方案的选择引入了情景不确定性，本文将在第五章比较两种不同的标准选择对路面 LCA 造成的影响。

通过 MEPDG 模拟路面性能参数，当 IRI 超过界限需要进行维修养护，假设维修养护后路面性能恢复到初始状态即 IRI 为 1m/km。养护后路面相关参数作为初始输入继续进行模拟直至设计寿命结束。

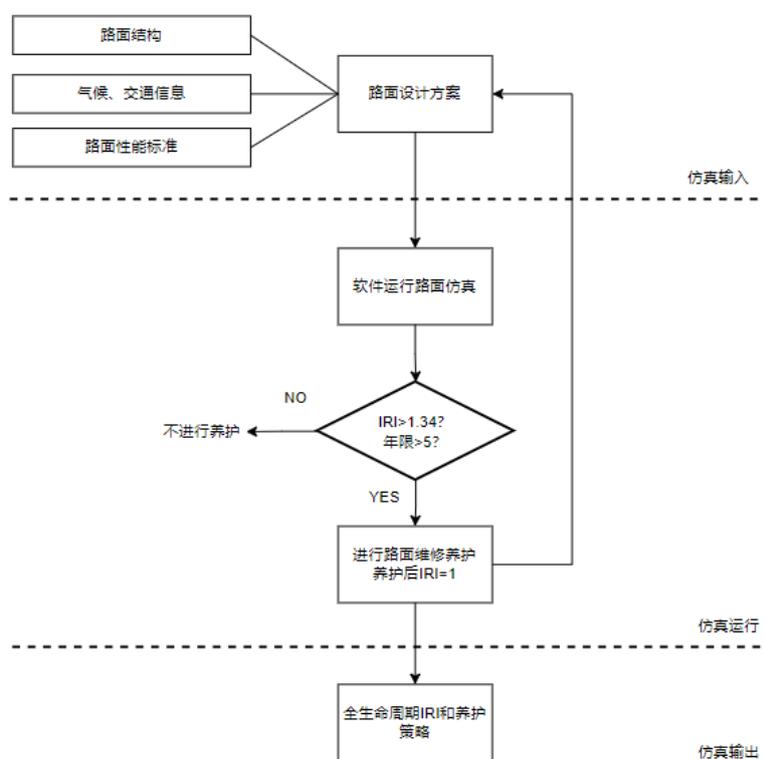


图 4.4.1 维修养护决策示意

图 4.4.2 为本文使用案例（章节 5.1）路面仿真模拟结果，由于第 15 年进行路面大修，新的道路结构满足后 15 年的设计交通量，因此假设后 15 年与前 15 年 IRI 变化一致。

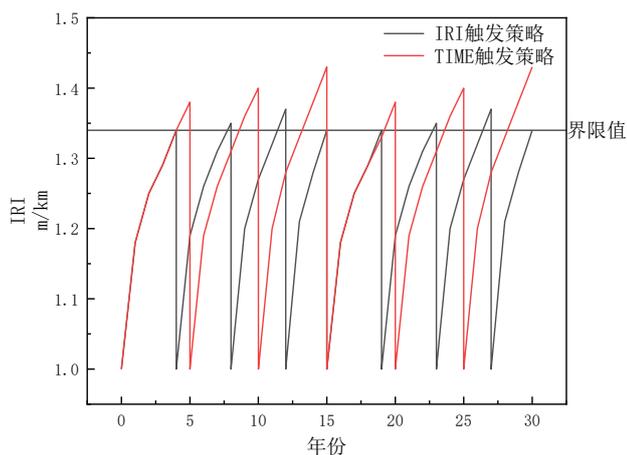
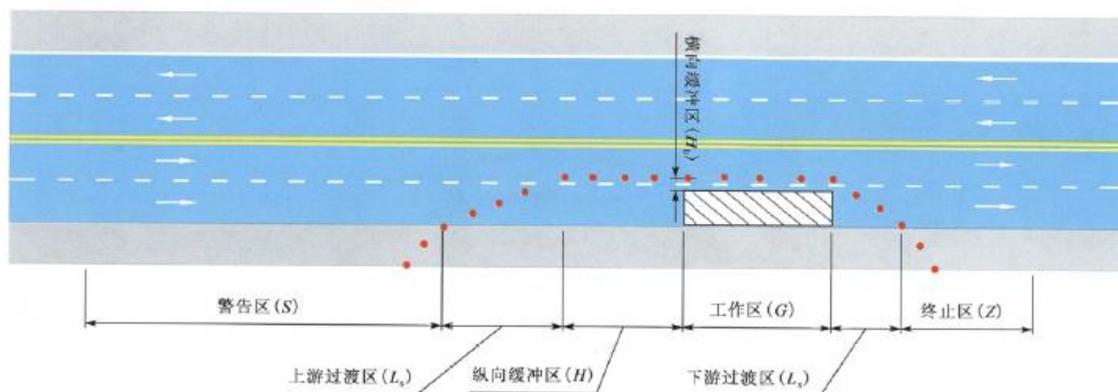


图 4.4.2 IRI 衰减预测

(2) 养护施工组织

为保证施工期间高速公路正常通行，采用半幅施工方式。施工控制区设置按《公路养护安全作业规程》规定，养护作业控制区内因安全要求会设置限速，而控制区的范围通常比施工区大。进行养护作业时，作业区从迎车流向次序设置提前警告区、上游过渡区、养护作业工作区、下游过渡区、养护终止区等部分，见图 4.4.3。为保证施工期间高速公路正常通行，采用半幅施工方式。施工控制区设置按 JTG H30-2015《公路养护安全作业规程》^[94]规定，养护作业控制区内因安全要求会设置限速，而控制区的范围通常比施工区大。进行养护作业时，作业区从迎车流向依次设置警告区、上游过渡区、养护作业工作区、下游过渡区、养护终止区等部分^[94]，详细参考图 4.4.3。

图 4.4.3 封闭车道养护作业控制区^[94]

根据《规程》规定，本案例设计时速 120km/h 对应的养护作业区限速为 80km/h，设计时速 100km/h 对应的限速为 60km/h，限速应在警告区内完成，采用逐级限速的方法进行限速。

警告区用以警告驾驶人员已经进入养护作业区警告区，长度取值见表 4.4.2。

表 4.4.2 高速公路警告区最小长度

公路等级	设计速度 (km/h)	交通量 Q [pcu/(h·ln)]	警告区最小长度 (m)
高速公路	120	$Q \leq 1400$	1600
		$1400 < Q \leq 1800$	2000
	100	$Q \leq 1400$	1500
		$1400 < Q \leq 1800$	1800
	80	$Q \leq 1400$	1200
		$1400 < Q \leq 1800$	1600

上游过渡区是保证车辆从警告区终点封闭车道平稳地横向过渡到缓冲区起点侧面非封闭车道之间的区域，取值按照表 4.4.3。

表 4.4.3 封闭车道上游过渡区最小长度

最终限速值 (km/h)	封闭车道宽度 (m)	
	3.5	3.75
80	170	190
70	140	160

纵向缓冲区是上游过渡区终点到工作区起点之间的安全缓冲区，取值按照表 4.4.4。

表 4.4.4 纵向缓冲区最小长度

最终限速值 (km/h)	不同下坡坡度的纵向缓冲区最小长度 (m)	
	$\leq 3\%$	$> 3\%$
80	120	150
70	100	120
60	80	100

工作区长度即施工区域长度；下游过渡区是保证车辆从工作区终点非封闭车道平稳地横向过渡到终止区起点之间的区域，长度不宜小于 30m；终止区为设置于下游过渡区后调整车辆恢复到正常行车状态区域，长度不宜小于 30m。

(3) 排放计算

材料排放参考 4.1.2，如采用旧路面再生材料可以抵消部分施工产生的环境负面影响。回收材料的环境影响在其第一次进入路面生命周期时就已经进行过评估，不需要重复计算。本文案例不考虑使用再生材料的情况。

$$Q_{\text{养护物化,co2e}} = \sum m_{\text{材料}} \times EF_{\text{材料}} \quad (4.4.2)$$

$Q_{\text{养护物化,co2e}}$ —材料物化阶段温室气体排放，单位：kg CO₂Eq，

$m_{\text{材料}}$ —新材料消耗量，单位：t，

$EF_{\text{材料}}$ —材料碳排放因子，单位：kg CO₂Eq/t。

维修养护施工与建设施工类似，但是除了会用到拌合、摊铺以及碾压等设备，还会增加对旧路面处理工序，通常需要对路面进行铣刨。其中，拌合、摊铺以及碾压等设备机械碳排放计算模型参见章节 4.2，铣刨设备碳排放计算方法与碾压设备类似，分别采用两种模型计算

模型 1：根据能源排放因子和消耗量计算养护阶段机械碳排放量，

$$Q_{\text{铣刨机,co2e}} = \sum V_{\text{能源}} \times (EF_{\text{能源燃烧}} + EF_{\text{能源上游}}) \quad (4.4.3)$$

模型 2：根据机械碳排放因子和机械台班计算养护阶段机械碳排放，

$$Q_{\text{铣刨机,co2e}} = \sum V_{\text{机械}} \times EF_{\text{机械}} \quad (4.4.4)$$

$Q_{\text{铣刨机,co2e}}$ —铣刨机使用过程温室气体排放，单位：kg CO₂Eq，

$V_{\text{能源}}$ —机械使用过程消耗能源，柴油单位：kg，

$EF_{\text{能源燃烧}}$ 、 $EF_{\text{能源上游}}$ —能源燃烧碳排放因子和能源上游碳排放因子，柴油单位：kg CO₂Eq/kg，

$V_{\text{机械}}$ —铣刨机机械台班，单位：h，

$EF_{\text{机械}}$ —机械碳排放因子，单位：kg CO₂Eq/h。

4.4.2 交通影响排放

(1) 养护对交通碳排放影响

养护维修活动改变原环境造成交通影响，断面参数、路网、路段、交通等道路交通特性通过影响通行能力、车辆行驶状态、驾驶行为等对工况产生影响，自然环境、交通组织也对驾驶员行为和发动机产生了不同程度影响，养护施工组织与道路交通特性、交通组织相互影响，作用叠加，相互牵制，因而也改变了发动机工况，最后就产生了维修养护阶段交通影响的碳排放量。其中维修养护施工组织设计同时在施工活动与交通影响两方面的碳排放造成影响，具体来说，改变封闭车道的位置/数量/长度会影响交通量和通行能力，也会相应地改变施工阶段的工程量。

通行能力和交通量，车辆的类型、比例、性能，维修养护策略等对最终的碳排放会产生关键影响。通行能力和交通量决定产生排放的车辆的数量，车辆是碳排放产生的主体，不同车辆类型意味着能源消耗效率不同，会对最后碳排放产生巨大影响，车辆类型、比例受施工时交通控制和限时限流策略影响。维修养护策略则是在时间维度影响排放，影响施工频率，产生时间效应。时间效应会增加碳排放结果不确定性，因为未来技术发展难以预测，引擎技术的突破极有可能会改变能源利用效率，另一方面，未来交通量难以预估。

车辆运行状态会发生变化，本质是发动机工况改变，发动机工况会影响碳排放，特别是瞬时加速或是减速相对稳态运行发动机排放有很大差异^[95]。具体的发动机工况与碳排放之间关系建模至今没有统一的方法，但是 EPA 提出的 MOVES 模型是一种使用比

较广泛的方法。MOVES 模型是在 MOBILE 和 NONROAD 的基础上开发的综合移动源排放模型。由于拥有海量美国机动车排放信息，因此能在宏观（国家）、中观（州、省）、微观（单个项目）层次进行排放计算或是排放因子计算^[96]。

MOVES 中支持三种计算排放方式，分别是根据平均速度计算排放、利用机动车比功率（Vehicle Specific Power, VSP）获得运行模式分布计算排放和基于车辆运行周期获得排放数据。平均速度和运行周期均需要转变为数据库中相应的运行模式分布后才能计算排放，见图 4.4.6。

机动车比功率^[97]（VSP），即发动机牵引一吨重量所输出的功率，表示车辆为移动自身以及货物或是乘客施加的牵引力。VSP 可由瞬时速度和车辆重量进行估算：

$$VSP_t = \frac{Av_t + Bv_t^2 + Cv_t^3 + mv_t(a_t + g\sin(\theta_t))}{m} \quad (4.4.5)$$

VSP_t —在 t 时刻的 VSP，单位：kW/t，

v_t — t 时刻的速度，单位：m/s，

a_t — t 时刻加速度，单位：m/s²，

θ_t — t 时刻道路坡度，

g —重力加速度，通常取值 9.8 m/s²

m —重量，单位：t，

A 、 B 、 C —道路荷载，分别是滚动阻力，转动阻力以及风阻，单位：kW·s/m, kW·s²/m², kW·s³/m³。

本文不考虑道路坡度，旋转阻力影响。按不同车型 VSP 公式为：

轻型车（车辆毛重 3.9t 以下）公式由 Jiménez-Palacios 根据空气动力学理论和典型车辆数据得到：

$$VSP_t = v_t \times (1.1 \times a_t + 0.132) + 3.02 \times 10^{-4} \times v_t^3 \quad (4.4.6)$$

重型车公式则是由张少君^[98]根据满足国 III 标准重型车数据校正得到：

轻型货车：

$$VSP_t = (0.0996 + a_t)v_t + 5.42 \times 10^{-4} \times v_t^3 \quad (4.4.7)$$

中型货车

$$VSP_t = (0.0875 + a_t)v_t + 3.56 \times 10^{-4} \times v_t^3 \quad (4.4.8)$$

重型货车

$$VSP_t = (0.0875 + a_t)v_t + 3.31 \times 10^{-4} \times v_t^3 \quad (4.4.9)$$

车重 3.9t-6.4t 的车辆为轻型货车，6.4t-15t 的车辆为中型货车，15t 以上车辆为重型货车，由于重型和中型货车的道路荷载系数接近，为了简化模型，均采用重型货车计算公式。

在 VSP、速度和加速度的基础上，总共为行驶-排放过程定义了 23 种运行模式（Operating Mode Bins）。除了以加速度定义的减速/制动模式和仅以速度定义的空转模

式外,其余 21 种模式是以速度区间中的 VSP 来定义。其中两种模式代表"滑行(Coasting)",即 $VSP < 0$, 其余模式代表"巡航/加速(Cruise/Acceleration)", VSP 范围从 0 kW/t 到超过 30 kW/t 。在 MOVES 中,每种运行模式都有一个数字标签,即"opModeID"。在减速/制动定义与其他操作模式重叠的情况下,减速/制动的分类优先于其他定义。

表 4.4.5 运行模式定义

opModeID	描述	速度 m/s	VSP	加速度 m/s^2
0	减速/刹车			$a_t \leq -0.89408$ 或 ($a_t < -0.44704$ & $a_{t-1} < -0.44704$ & $a_{t-2} < -0.44704$)
1	怠速	$-0.44704 \leq v_t < 0.44704$		
11	低速滑行		$VSP_t < 0$	
12			$0 \leq VSP_t < 3$	
13		$0.44704 \leq v_t < 11.176$	$3 \leq VSP_t < 6$	
14	巡航/加速		$6 \leq VSP_t < 9$	
15			$9 \leq VSP_t < 12$	
16			$VSP_t < 12$	
21	中速滑行		$VSP_t < 0$	
22			$0 \leq VSP_t < 3$	
23			$3 \leq VSP_t < 6$	
24			$6 \leq VSP_t < 9$	
25	巡航/加速	$11.176 \leq v_t < 22.352$	$9 \leq VSP_t < 12$	
27			$12 \leq VSP_t < 18$	
28			$18 \leq VSP_t < 24$	
29			$24 \leq VSP_t < 30$	
30			$30 \leq VSP_t$	
33	滑行/巡航/加速		$VSP_t < 6$	
35			$6 \leq VSP_t < 12$	
37		$22.352 \leq v_t$	$12 \leq VSP_t < 18$	
38	巡航/加速		$18 \leq VSP_t < 24$	
39			$24 \leq VSP_t < 30$	
40			$30 \leq VSP_t$	

MOVES 根据 VSP 计算在 23 个运行模式中各自持续时间,结合数据库中每种车型在各运行模式的排放率,由此可以计算行驶过程中排放。

$$E_{i,p} = \left(\sum_{m=1}^n f_{i,p,m} \times t_{i,p,m} \right) \times A_{j,i,p,m} \quad (4.4.10)$$

p —过程,包括启动、运行、刹车、长时间怠速、泄露、挥发等过程。

m —运行工况,

n —运行工况 m 总数,

$E_{i,p}$ — i 车型在排放过程 p 中的总排放量,

$f_{i,p,m}$ —车型 i 在过程 p 运行工况 m 下排放率，
 $t_{i,p,m}$ —车型 i 在过程 p 运行工况 m 下持续时间，
 $A_{j,i,p,m}$ —车型 i 在过程 p 运行工况 m 下调整因子。

如图 4.4.4 所示，Omid 轴左右分别为 AADT 为 15000 辆/d 时，两车道道路 1 小时内正常行驶和半封闭施工时造成拥堵的不同车辆运行模式分布情况，HDV 代表大型货车，LCV 代表中型货车。两种情景中运行模式组成差距极大，结合公式(4.4.10)推测，两种情形温室气体排放也会呈现很大差异。

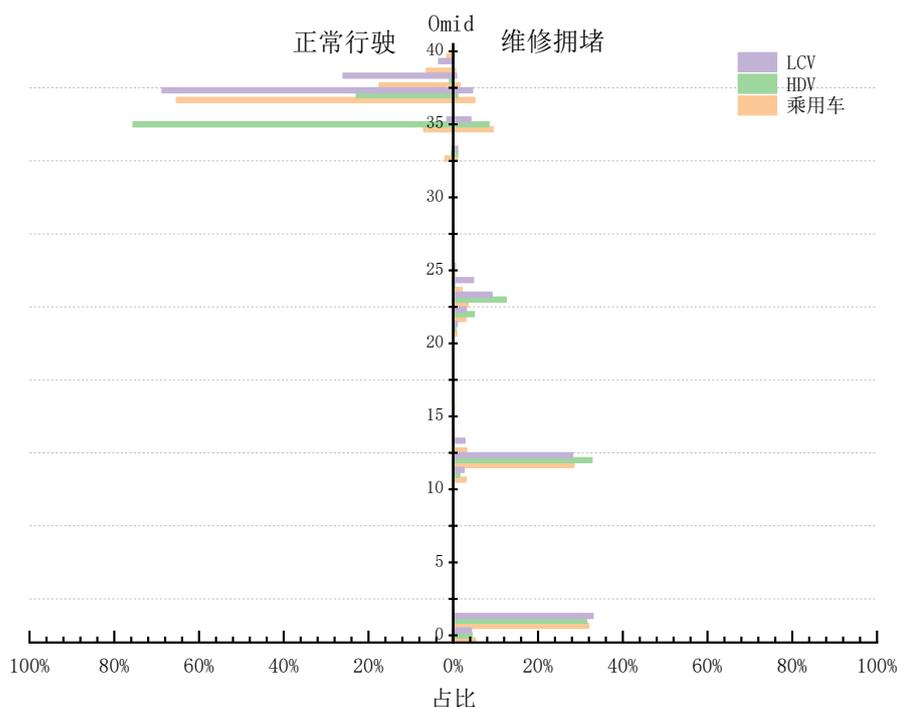


图 4.4.4 不同情形车辆运行模式组成

(2) 排放建模与信息输入

本文采用 MOVES 3 软件建模，相比之前的版本 (MOVES 2014)，新版本更新了燃油经济性数据、道路荷载、燃料特性、车辆特性以及排放率等。

MOVES 中输入分为主界面输入以及项目数据管理器 (Project Data Manager, PDM) 输入，主页面输入背景和设定信息，在 PDM 中输入更加详细的微观层面信息选。主界面输入需要确认的信息包括，规模、输出类型、时间跨度、地理区域、车辆以及能源类型、污染物种类和计算过程。

MOVES 主界面参数输入，本文案例 (章节 5.1) 中高速公路属于微观层面的模拟，因此选用项目规模 (Project Scale)，地理区域设定选择与江苏省南部城市气候条件类似的美国城市作为模拟地点，调查气候温度条件后选择佐治亚州的 Dekalb。车辆类型选择乘用车、单节货车、组合长途货车分别作为轻型车、中型货车以及重型货车代表。

PDM 能够输入路网级别的交通活动和车流信息，如图 4.4.5 所示，需要输入的内容包括车龄分布、燃油特性、气候资料、路段信息、行驶时间、检查与维修策略、运行模

型分布等。车辆年限、气候、检查与维护策略等信息按照默认数据输入，需要根据案例情况进行调整的模块输入信息，见表 4.4.6。

表 4.4.6 PDM 输入

输入模块	输入参数
燃料	每种车型分别使用燃料种类和比例
路段信息	交通量、坡度为 0
道路排放源时间	每种车型活动比例
运行模式分布	每种车型各自运行模式具体分布

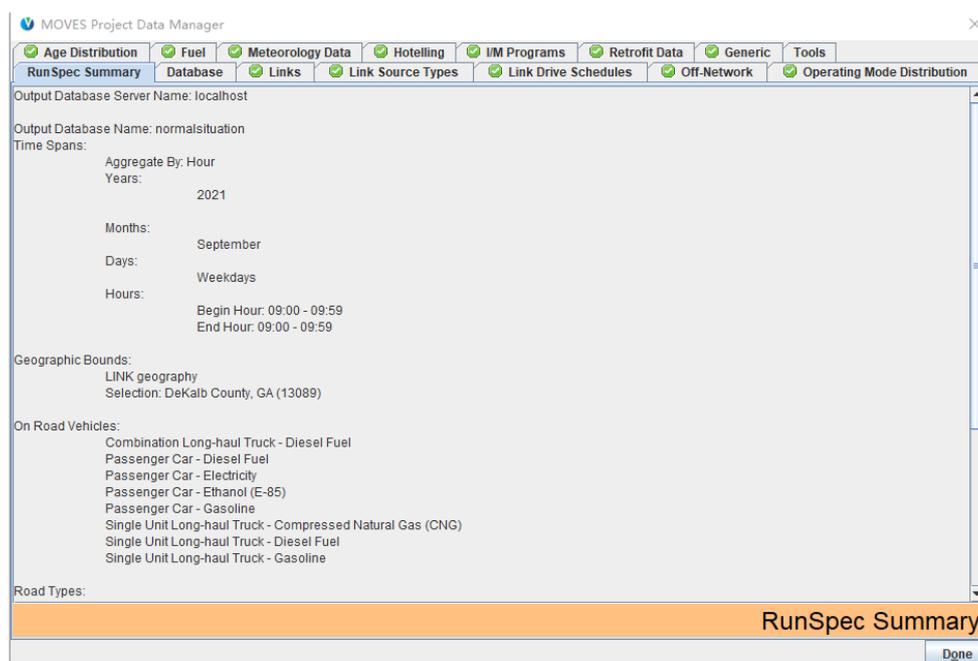


图 4.4.5 PDM 输入信息示意图

MOVES 中计算流程如图 4.4.6 所示，当输入车辆运行模式分布（输入方式 3）后，再结合软件数据库中对应排放率数据，获得运行相应里程排放数据。在这个过程中，可以根据具体项目情况设定调整因素，以便排放数据更契合项目实际情况。

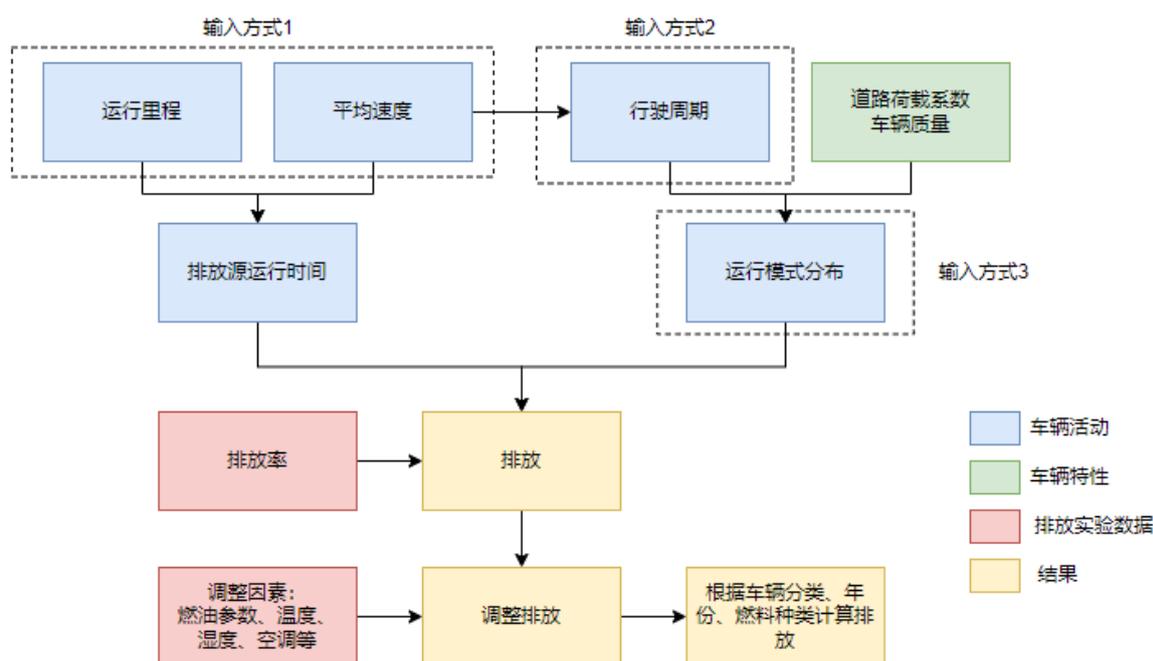


图 4.4.6 MOVES 运行排放计算流程（改编自软件官方文档^[96]）

（3） 养护对交通延误影响仿真建模

PDM 中的输入，车辆运行时间以及运行模式分布数据均通过交通仿真获得，本文使用 VISSIM 仿真模拟车辆运行状况，软件中微观交通仿真模型能够实现车辆跟驰、车道变换，在构建的交通环境中生成仿真车辆数据。

案例道路几何数据简单，车道位置、宽度、使用规则均按照道路数据设置，模拟养护施工时，按照施工方案在相应的区域设置障碍；交通运行数据按照高速公路限速规定设置，施工养护时，参考施工规定设置限速区；据根假设设置车型分布，如有需要还可以设置路网 OD 等交通流数据。

需要注意的是养护维修的建模范围并不是 1km 的高速公路，而是受到施工影响的范围，即《公路养护安全作业规程》中规定的养护作业控制区。由于控制区内会设置限速，且需要合流，在控制区内车辆都会受到维修养护的影响。因此，在维修养护交通仿真建模时，仿真区域应该按交通控制区设置。

（4） 碳排放计算

结合 VISSIM 仿真软件和 MOVES 车辆模拟排放，计算高速公路养护工程影响范围内的车辆运行额外排放量，通过 VISSIM 仿真模型输出模拟的交通影响参数，将交通影响参数处理成 MOVES 模型的输入数据，计算得出所需的碳排放，如图 4.4.8 所示。

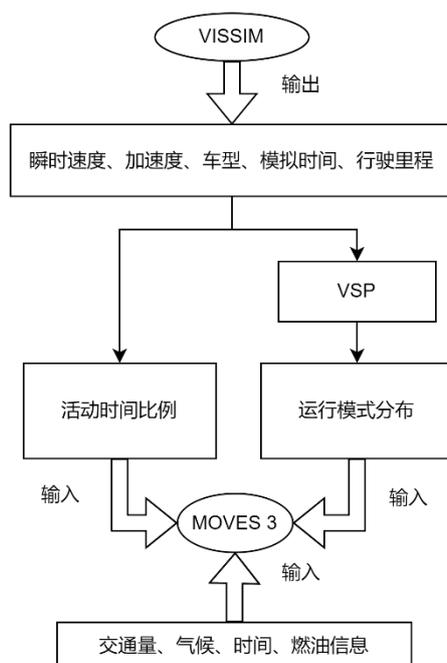


图 4.4.7 交通分析与碳排放计算软件协同工作流程

维修养护造成的交通影响并非这个过程绝对的影响,而是相较于没有施工时交通正常开放通行时的变化 ($\Delta Q_{mrt,co2e}$),因此交通影响排放可以表示为:

$$\Delta Q_{mrt,co2e} = Q_{mrt,co2e} - Q_{nort,co2e} \quad (4.4.11)$$

$\Delta Q_{mrt,co2e}$ —由维修养护交通影响造成的额外排放,单位: kg CO₂Eq,

$Q_{mrt,co2e}$ —维修养护时交通产生的车辆碳排放,单位: kg CO₂Eq,

$Q_{nort,co2e}$ —正常开放交通时车辆碳排放,单位: kg CO₂Eq。

$$Q_{mrt,co2e} = Q_{cong,co2e} + Q_{delay,co2e} \quad (4.4.12)$$

$Q_{mrt,co2e}$ 中有因施工造成的拥堵排放 $Q_{cong,co2e}$,还包括延误车辆排放 $Q_{delay,co2e}$,拥堵排放通过 MOVES 模拟获得,延误排放则使用公式(4.4.13)计算得到。

$$Q_{delay,co2e} = DVM \times E_{nort,co2e} \quad (4.4.13)$$

DVM —延误里程,单位: km,

$E_{nort,co2e}$ —正常行驶状态每公里碳排放量,单位: kg CO₂Eq/km。

延误里程是通过 VISSIM 仿真获得的单位时间内行驶里程,再与正常行驶里程做差获得; $E_{nort,co2e}$ 为 MOVES 计算得到的正常行驶情形下排放与行驶里程之商。

在 5.1 小节介绍的案例中,经 MOVES 模拟得到 30 年分析期,一小时半封闭施工造成的温室气体排放,图 4.4.10 展示了两种养护策略下温室气体排放情况。

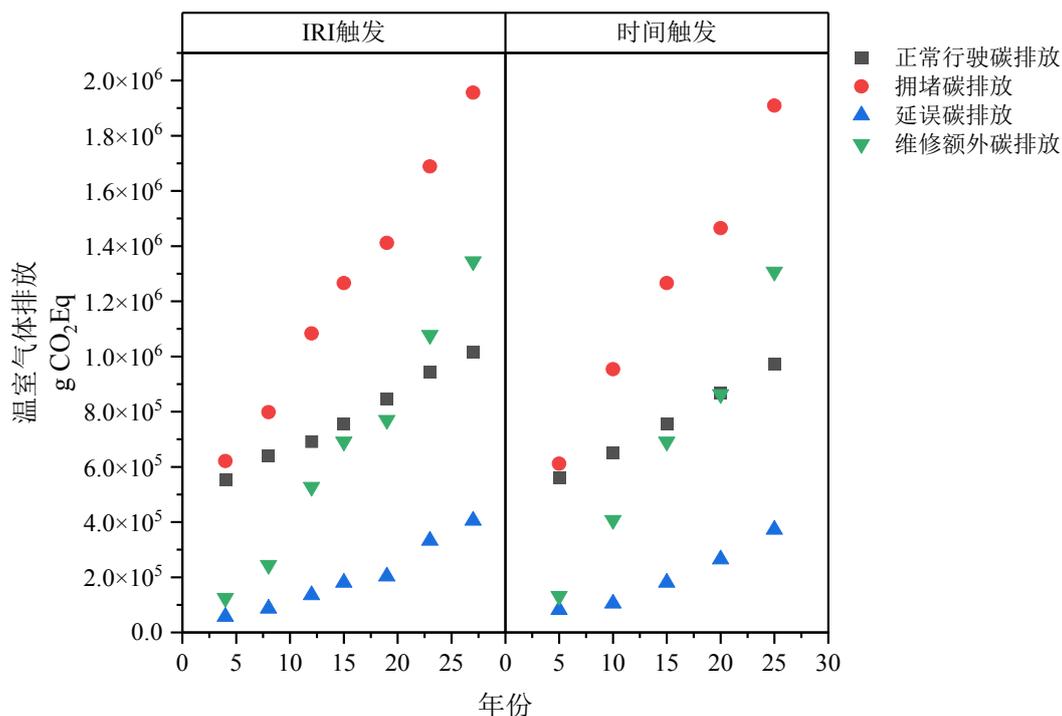


图 4.4.8 不同养护策略下交通干扰碳排放

4.5 生命终止阶段和运输排放建模

4.5.1 生命终止阶段排放

前文提及存在三种 LCA 生命终止阶段分配方法，分别是截止法、替代法、50/50 法。因为路面旧料的去向并不确定，所以本案例采用截止法，即生命终止阶段不考虑路面材料回收后再利用产生的环境效益。因此本阶段仅考虑废旧路面拆除造成的环境影响，拆除路面使用的机械为铣刨机，建模参考施工阶段排放：

根据能源排放因子和消耗量计算混合料拌合阶段碳排放量，

$$Q_{\text{铣刨,co2e}} = \sum V_{\text{能源}} \times (EF_{\text{能源燃烧}} + EF_{\text{能源上游}}) \quad (4.5.1)$$

根据机械碳排放因子和机械台班计算混合料拌合阶段碳排放，

$$Q_{\text{铣刨,co2e}} = \sum V_{\text{机械}} \times EF_{\text{机械}} \quad (4.5.2)$$

$Q_{\text{铣刨,co2e}}$ —生命终止阶段拆除单元过程温室气体排放，单位：kg CO₂Eq，

$V_{\text{能源}}$ —拆除单元过程消耗能源，柴油单位：kg，

$EF_{\text{能源燃烧}}$ 、 $EF_{\text{能源上游}}$ —能源燃烧碳排放因子和能源上游碳排放因子，柴油单位：kg CO₂Eq/kg，

$V_{\text{机械}}$ —拆除单元过程机械台班，单位：h，

$EF_{\text{机械}}$ —机械碳排放因子，单位：kg CO₂Eq/h。

4.5.2 运输排放建模

材料物化、施工、维修养护以及 EOL 阶段都涉及运输，因运输路面材料或是路面废料产生温室气体，包含往返过程。本文不考虑施工机械设备运输至施工现场以及施工结束设备搬离的排放。具体运输环节和细节见图 4.5.1，分别是材料运输至拌合站进行拌合，再运输沥青混合料至施工现场，路面废料从施工现场运输至建筑垃圾填埋点。前两个运输环节适用建造和养护阶段，最后一个运输环节发生在维修养护阶段和生命终止阶段。图中对各地之间距离均作了假设。

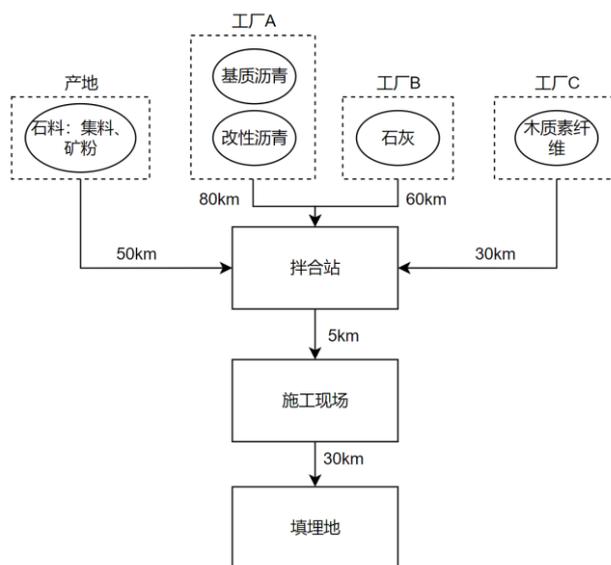


图 4.5.1 运输阶段与里程示意

运输采用的车辆一般为自卸车，运输环节消耗能源量根据预算定额和机械台班费用文件确定，预算定额充分考虑了影响运输过程能耗的主要因素，以 1000m^3 路面实体为单位，给出了不同运输车辆、不同运距条件下的台班数量，并且考虑了往返因素；机械台班费用定额则规定了每种运输车辆单位台班的耗油量(kg/台班)。根据上述定额数据，并结合路面工程数量和沥青混合料平均运输距离，就可以计算得到沥青混合料运输过程消耗的燃料数量。

利用能源排放因子和消耗量计算各环节运输碳排放量，

$$Q_{\text{运输,co2e}} = \sum V_{\text{能源}} \times EF_{\text{运输能源}} \quad (4.5.3)$$

$V_{\text{能源}}$ —运输环节消耗能源，单位：kg，

$EF_{\text{运输能源}}$ —能源用于运输时碳排放因子，单位：kg CO₂Eq/kg。

4.6 路面生命周期碳排放量化模型

总结本文各过程使用的碳排放量化模型，如图 4.6.1 所示。

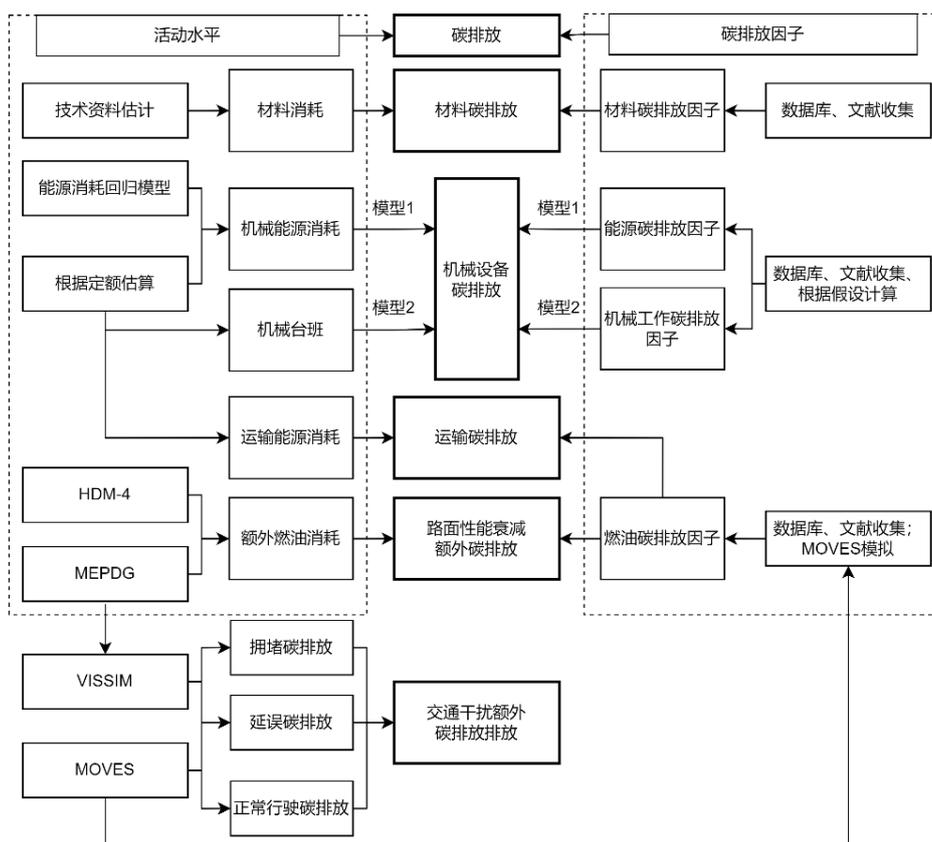


图 4.6.1 沥青路面生命周期碳排放量化模型

4.7 本章小结

本章主要介绍路面 LCA 温室气体排放量化建模方法，量化模型核心是活动水平与碳排放因子乘积。不同阶段中各种单元过程活动水平计算是本章研究的重要问题。

材料物化阶段活动水平通过混合料配比得到；施工阶段混合料拌合和路面摊铺能源消耗采用实测数据建立回归模型计算；施工阶段的其余设备以及生命终止阶段使用的设备和运输环节的能源消耗以及设备工作时间采用定额法计算；使用阶段能源消耗则基于 IRI 与燃油消耗的经验关系计算，其中关键参数路面 IRI 利用 MEPDG 模型预测；养护维修阶段施工对交通干扰造成的温室气体排放是利用 MOVES 模拟获得，而 MOVES 模拟需要输入具体的交通运行特征，可以利用 VISSIM 进行干扰下交通运行仿真，随后输入 MOVES 软件。

部分机械设备计算温室气体排放有两种量化模型可供选择，为此可以采用多情景分析评估两种方法差异。

第五章 道路生命周期评价案例分析与结果不确定性分析

本章使用具体案例量化生命周期碳排放并使用章节 2.3 中介绍的不确定性分析框架进行完整不确定性分析，案例除了关注生命周期碳排放及其不确定性，还对两种路面养护策略进行比较并考虑结果不确定性。再结合案例结果讨论，提出减排以及有效减少结果不确定性的建议。最后介绍了依据不确定性分析框架开发的不确定性分析辅助工具。

5.1 应用案例简介

假设高速公路位于江苏省南部，道路为双向 4 车道，取 1km 单向双车道路面，宽 7.5m (3.75m+3.75m)，不包含硬路肩。路面详细指标见表 5.1.1，指标参考江苏省既有高速公路。现阶段设计交通量单向年平均日交通量为 10000 辆，交通量年增长率为 3%，交通组成中乘用车占 55%；LCV 占 25%；HDV 占 20%。乘用车行驶消耗汽油；LCV 中使用汽油和柴油比例为 1: 1；HDV 使用柴油作为燃料。

表 5.1.1 路面详细指标

面层	混合料	厚度 (cm)	最佳沥青用 量 (%)	生产配合比	木质素 纤维	毛体积密度 (kg/m ³)
上面层	SMA-13	4	5.8	11-18mm: 5-11mm: 0-3mm: 矿粉+生石灰粉=32: 44: 15: 9	0.30%	2480
中面层	AC-20	6	4.3	11-24mm: 5-11mm: 3-5mm: 0-3mm: 矿粉+生石灰粉=33: 31: 10: 22: 4	-	2500
下面层	AC-25	8	4.1	24-32mm: 11-24mm: 5-11mm: 3-5mm: 0-3mm: 矿粉+生石灰 粉=15: 30: 25: 9: 17: 4	-	2500

采用 2cm 的 SMA-10 薄层罩面作为预防性养护措施，不考虑使用回收材料，比较两种养护策略，分别是路况 IRI 触发和时间触发的优劣。当达到路面设计使用年限时（第 15 年），假设路基结构完好，且能够满足后 15 年交通荷载要求，仅需要对面层结构进行重铺修复。1km 长路面薄层罩面施工时从封闭到完全开放交通假设需要 48 小时，即单个车道从开始施工到开放需要 24 小时；重铺完全开放假设需要为 96 小时。

维修养护采用半幅施工方式，本案例中施工控制区具体规定为：警告区取 1600m，上游过渡区取 190m，纵向过渡区设置为 120m，工作区长度为 1km，下游过渡区和终止区均为 30m。

5.2 能源碳排放因子数据质量不确定性

5.2.1 能源碳排放因子

本节参数不确定性分析依据 3.3 节收集的数据进行, 采用 2.3.5 中介绍的数据质量谱系矩阵从五个维度对数据开展评价。

柴油能源上游数据主要有两个来源, 王婧以 2005 年前后中国工业统计数据为基础计算的能源上游排放^[71], 以及 Ecoinvent 3.8 数据库中数据, 二者计算范围均为能源从“从摇篮到大门”。论文使用国内工业统计年鉴数据和假设开展能耗研究, 使用的排放数据经后期能量换算得出; 数据库则是根据 2018 年前后欧洲大量炼油厂实测数据和 ifeu 炼油厂生命周期清单建模, 再结合全球范围内具有代表性的原油技术资料估算全球大部分地区柴油生产排放 (除了部分欧洲国家)。具体评价指标如表 5.2.1 所示:

表 5.2.1 柴油上游碳排放因子数据质量评价

能源种类	单位	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq)	备注	来源	可靠性	来源完整性	时间相关性	空间相关性	进一步技术相关性	数据质量比	综合 DQI
柴油	kg	0.65473	-	国内文献 ^[71]	4	3	1	4	2	45.0%	2.8
柴油	kg	0.34913	-	Ecoinvent	4	5	4	2	3	65.0%	3.6
柴油	kg	0.53747	低硫	Ecoinvent	4	5	4	2	4	70.0%	3.8

文献数据质量与数据库的相比有较大差距, 因此舍弃。余下 2 组数据采用 IAHP 赋予权重。

汽油上游数据舍弃文献数据以及 Ecoinvent 数据库中乙醇含量 4%汽油数据, 文献数据较陈旧且仅是全国层面工业平均水平, 4%乙醇汽油中乙醇含量低于国家标准, 所以技术相关性稍低。无铅汽油数据相比其他数据更具时效性。评价结果如表 5.2.2 所示:

表 5.2.2 汽油上游碳排放因子数据质量评价

能源种类	IPCC 2013 (kg CO ₂ Eq/kg)	备注	来源	可靠性	来源完整性	时间相关性	空间相关性	进一步技术相关性	数据质量比	DQI
汽油	0.85435	-	国内文献 ^[71]	4	3	1	4	2	45.0%	2.8
汽油	0.58640	无铅, RoW	Ecoinvent	4	5	4	2	4	70.0%	3.8
汽油	0.62007	低硫, RoW	Ecoinvent	4	5	3	2	4	65.0%	3.6

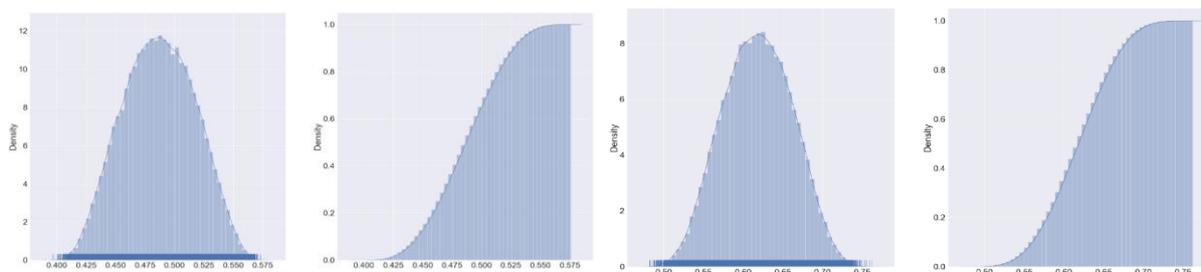
汽油	0.70395	乙醇占体积 15%, RoW	Ecoinvent	4	5	3	2	4	65.0%	3.6
汽油	0.66999	乙醇占体积 4%, RoW	Ecoinvent	4	5	3	2	3	60.0%	3.4

多数天然气开采自油气田，海上油气田数据根据挪威自 2000 年起的统计数据估算得到，数据适用范围是全球除欧美部分地区外的其他区域，适用范围包含中国。内陆油气田数据则主要依据尼日尔地区开采情况估算，适用范围包含中国，其原始数据并不是最新的，但是数据库会根据生产条件和区域做出相应调整；与之前两组数据不同，最后一组中天然气来自气田，并没有其他副产品，气田原始数据集来自俄罗斯，近年来并没有更新，但数据库也会对其进行调整。因此最后各数据评价如表 5.2.3。

表 5.2.3 天然气上游碳排放因子数据质量评价

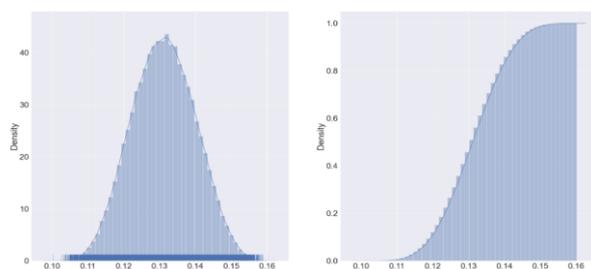
能源种类	IPCC 2013 (kg CO ₂ E q/m ³)	备注	来源	可靠性	来源 完整性	时间 相关性	空间 相关性	进一 步技 术相 关性	数据 质量 比	DQI
天然气	0.1242	-	国内 文献 [71]	4	3	1	4	2	45.0%	2.8
天然气	0.1313	油气田，陆 地生产，高 压，RoW	Ecoin vent	4	4	3	2	3	55.0%	3.2
天然气	0.0773	油气田，海 上生产，高 压，RoW	Ecoin vent	4	4	4	2	3	60.0%	3.4
天然气	0.2773	陆地开采， 高压， RoW	Ecoin vent	4	4	3	2	3	55.0%	3.2

根据表 5.2.3 数据，Ecoinvent 数据库中数据均得以保留，再根据 IAHP 获得权重。分别对上述三种能源上游数据进行 50000 次 MCS，得到 PDF, CDF 结果如图 5.2.1:



(a) 柴油上游碳排放统计图

(b) 汽油上游碳排放统计图



(c)天然气上游碳排放统计图

图 5.2.1 能源上游统计图

能源上游数据统计矩如表 5.2.4 所示，

表 5.2.4 能源上游碳排放因子统计矩（单位：kg CO₂Eq/kg 或 m³）

	柴油	汽油	天然气
平均值	0.487	0.618	0.131
中位数	0.487	0.618	0.131
标准差	0.045	0.044	0.014
CV	0.093	0.071	0.104
95%置信区间（上限）	0.404	0.535	0.105
95%置信区间（下限）	0.569	0.701	0.157

能源作为固定源燃烧碳排放因子评分为（4，4，3，2，3），结合上游排放分布，进行蒙特卡洛模拟。完整性仅为 4，是因为不含能源运输单元过程。图 5.2.2 分别为柴油，天然气碳排放因子（包括上游）模拟结果。

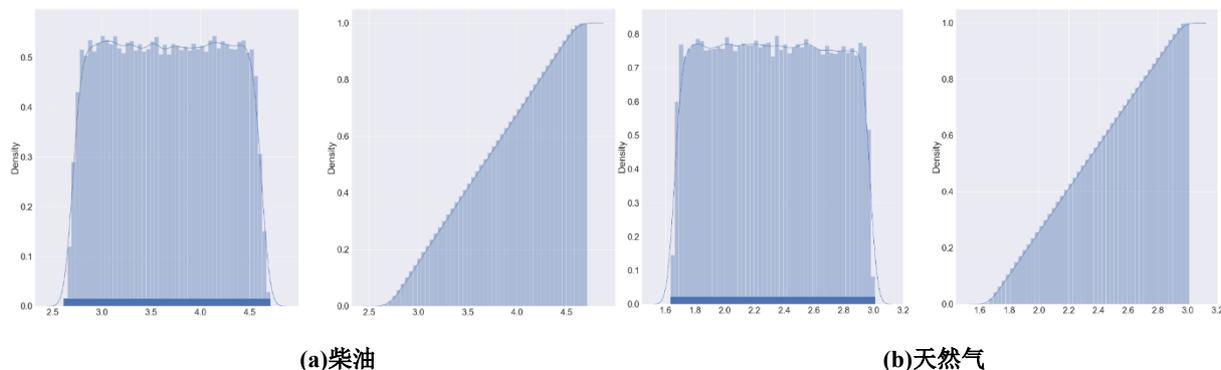


图 5.2.2 柴油与天然气（含上游）碳排放因子统计图

计算交通工具消耗柴油和汽油产生碳排放，收集到的碳排放因子来自 EFDB 和 MOVES 模拟结果。对这些数据进行评价，EFDB 中排放数据来自 2005 年前后欧洲 29 个国家统计数据，相比会不断更新的 MOVES 软件数据库，EFDB 的数据略显陈旧。MOVES 并不会直接输出单位质量燃油排放，因此碳排放因子需要使用国内能源平均低位热值换算，这个过程会影响数据可靠性。此外为了减少计算量，轻型商用车和重载车辆仅使用特定车辆类型数据代表，因此数据完整性较差。虽然 MOVES 使用基于美国背景的数据库，但是模拟设置的城市与江苏南部城市有类似的气候环境，因此空间相关性有所提升。

表 5.2.5 燃油碳排放因子数据质量评价

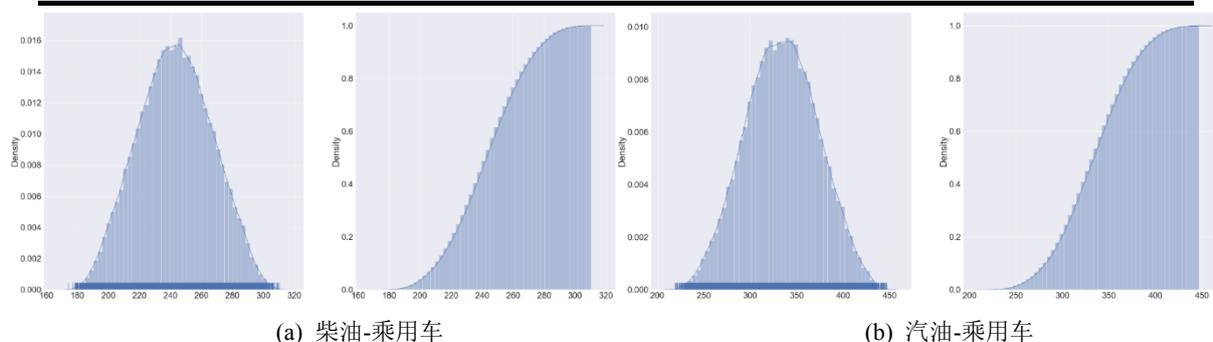
机动车 分类	燃料	IPCC 2013			可 靠 性	来 源 完 整 性	时 间 相 关 性	空 间 相 关 性	技 术 相 关 性	数 据 质 量 比	DQI
		(kg CO ₂ Eq/kg)	备注	来源							
乘用车	汽油	3.251	-	EFDB	4	4	2	2	2	0.45	2.8
		3.099	120Km/h	MOVES	3	3	4	3	3	0.55	3.2
	柴油	3.196	-	EFDB	4	4	2	2	2	0.45	2.8
		3.145	120Km/h	MOVES	3	3	4	3	3	0.55	3.2
LCV	汽油	3.221	-	EFDB	4	4	2	2	2	0.45	2.8
		3.114	100Km/h	MOVES	3	3	4	3	3	0.55	3.2
	柴油	3.190	-	EFDB	4	4	2	2	2	0.45	2.8
		3.148	100Km/h	MOVES	3	3	4	3	3	0.55	3.2
HDV	柴油	3.191	-	EFDB	4	4	2	2	2	0.45	2.8
		3.147	100Km/h	MOVES	3	3	4	3	3	0.55	3.2

从表 5.2.5 结果来看, 舍弃 EFDB 数据, 剩下的 MOVES 输出数据均符合形状参数为 1, 上下限范围±30%的 Beta 分布。

使用 MCS 进行 50000 次迭代, 计算包含上游的交通相关燃油碳排放因子不确定性。计算得到统计矩如表 5.2.6 所示, 排放因子分布如所示图 5.2.3。不同机动车类型对柴油碳排放因子没有显著影响, 所以, 可以统一使用 LCV 柴油碳排放因子数据表示。

表 5.2.6 交通燃油(含上游)碳排放因子统计矩阵

	单位	乘用车柴 油	LCV 柴 油	HDV 柴 油	乘用车汽 油	LCV 汽 油
平均值	kg CO ₂ Eq/kg	3.635	3.634	3.633	3.719	3.731
中位数	kg CO ₂ Eq/kg	3.634	3.631	3.632	3.721	3.730
标准差	kg CO ₂ Eq/kg	0.547	0.548	0.548	0.539	0.541
CV	-	0.150	0.151	0.151	0.145	0.145
95%置信区间 (上限)	kg CO ₂ Eq/kg	2.734	2.733	2.732	2.830	2.840
95%置信区间 (下限)	kg CO ₂ Eq/kg	4.534	4.534	4.536	4.605	4.622



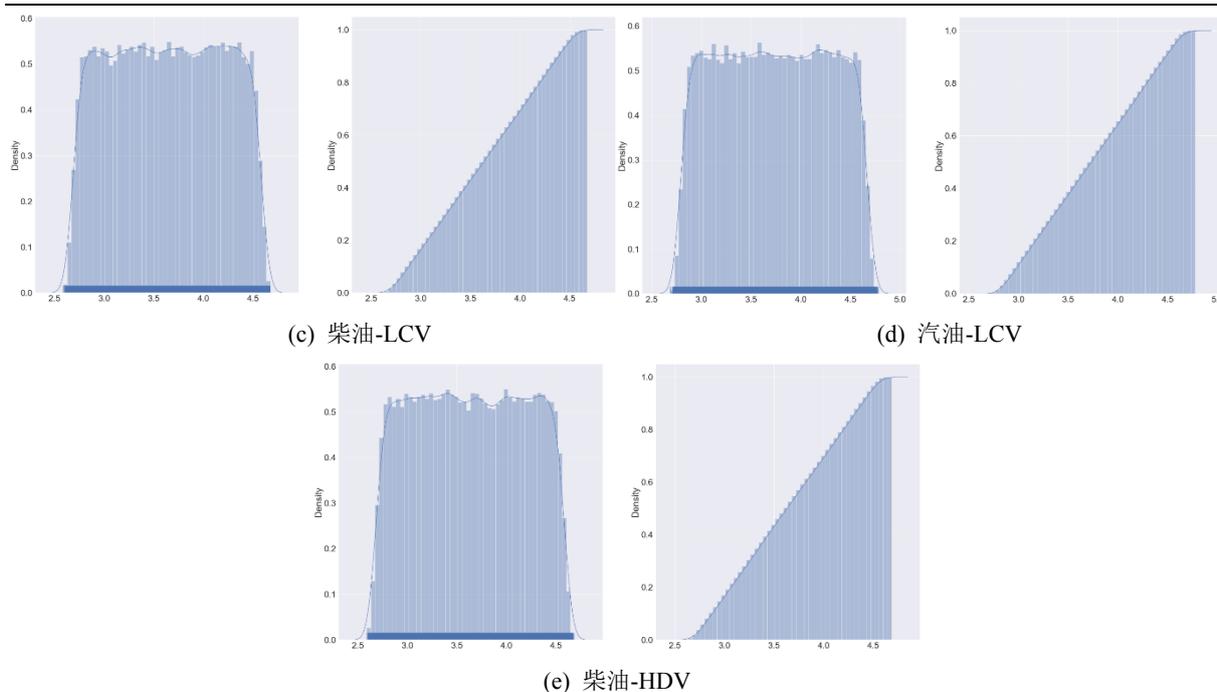


图 5.2.3 燃油碳排放因子（含上游）统计图

5.2.2 电力碳排放因子

电力数据主要的四个来源分别是文献^[76]，研究机构报告^[77]和 Ecoinvent 数据库数据和利用数据库背景数据计算得到的数据。其中，文献主要参考 ILCD 数据库 2010 年数据，计算方法是确定区域火力发电比例，由于研究者认为其他发电方式不会造成环境负荷，所以仅考虑火力发电排放数据；研究机构报告参考 2006 年至 2011 年间国内官方统计报告，计算外购电力碳排放，外购电力来源包含火力、水力、核能等。Ecoinvent 数据库中混合发电模式数据没有细节信息提供，因此认为该数据不可靠。由于 Ecoinvent 中存在其他数据质量较高的单一来源电力数据，可以利用它们计算江苏省电力碳排放因子，因其计算基于假设和部分经验证的数据，所以相对研究机构报告可靠性较低。

表 5.2.7 电力碳排放因子数据质量评价

能源种类	IPCC 2013	来源	可 靠 性	来 源 完 整 性	时 间 相 关 性	空 间 相 关 性	技 术 相 关 性	数 据 质 量 比	综合 DQI
	(kg CO ₂ Eq/ kW · h)								
电力	0.824	邹晶晶 ^[76]	3	2	2	4	3	0.45	2.8
	0.788	宋然平 朱晶晶 侯萍 王洪涛 ^[77]	4	3	3	3	4	0.6	3.4
	0.894	Ecoinvent, 混合发电	1	1	1	1	1	1	1
	0.905	根据 Ecoinvent 数据计算	2	3	3	4	4	0.6	3.4

电力碳排放因子参数不确定性经 MCS 抽样结果如下：

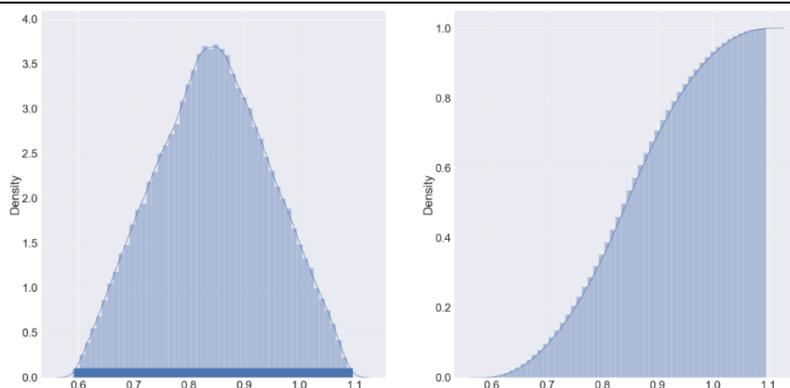


图 5.2.4 电力碳排放因子统计图

相应统计矩为：

表 5.2.8 电力碳排放因子统计矩

统计矩	单位	电力
平均值	kg CO ₂ Eq/ kW·h	0.844
中位数	kg CO ₂ Eq/ kW·h	0.844
标准差	kg CO ₂ Eq/ kW·h	0.104
CV	-	0.123
95%置信区间（上限）	kg CO ₂ Eq/ kW·h	0.648
96%置信区间（下限）	kg CO ₂ Eq/ kW·h	1.041

5.3 筑路材料物化阶段不确定性分析

5.3.1 筑路材料碳排放

由于材料使用量易于计算或是统计得到较为精准的数据，因此，假设所有材料活动水平综合 DQI 为 5，还需要单独考虑每种材料碳排放因子数据质量。

基质沥青碳排放因子数据中，除了 2 条包含基础设施相关的碳排放，其他数据均没有考虑。通常基础设施能够持续工作很长一段时间，而平摊到利用其生产的产品中或是提供的服务中通常可以忽略不记，但是沥青生产的基础设施产生的碳排放能够对产品碳排放产生显著影响，所以无法舍弃。因此对于不考虑基础设施数据，可以认为数据不够完整，表现在评价数据中为完整性指标有所降低。有 4 条数据通过 IAHP 获得权重，抽样数据如图 5.3.1 (a) 所示。

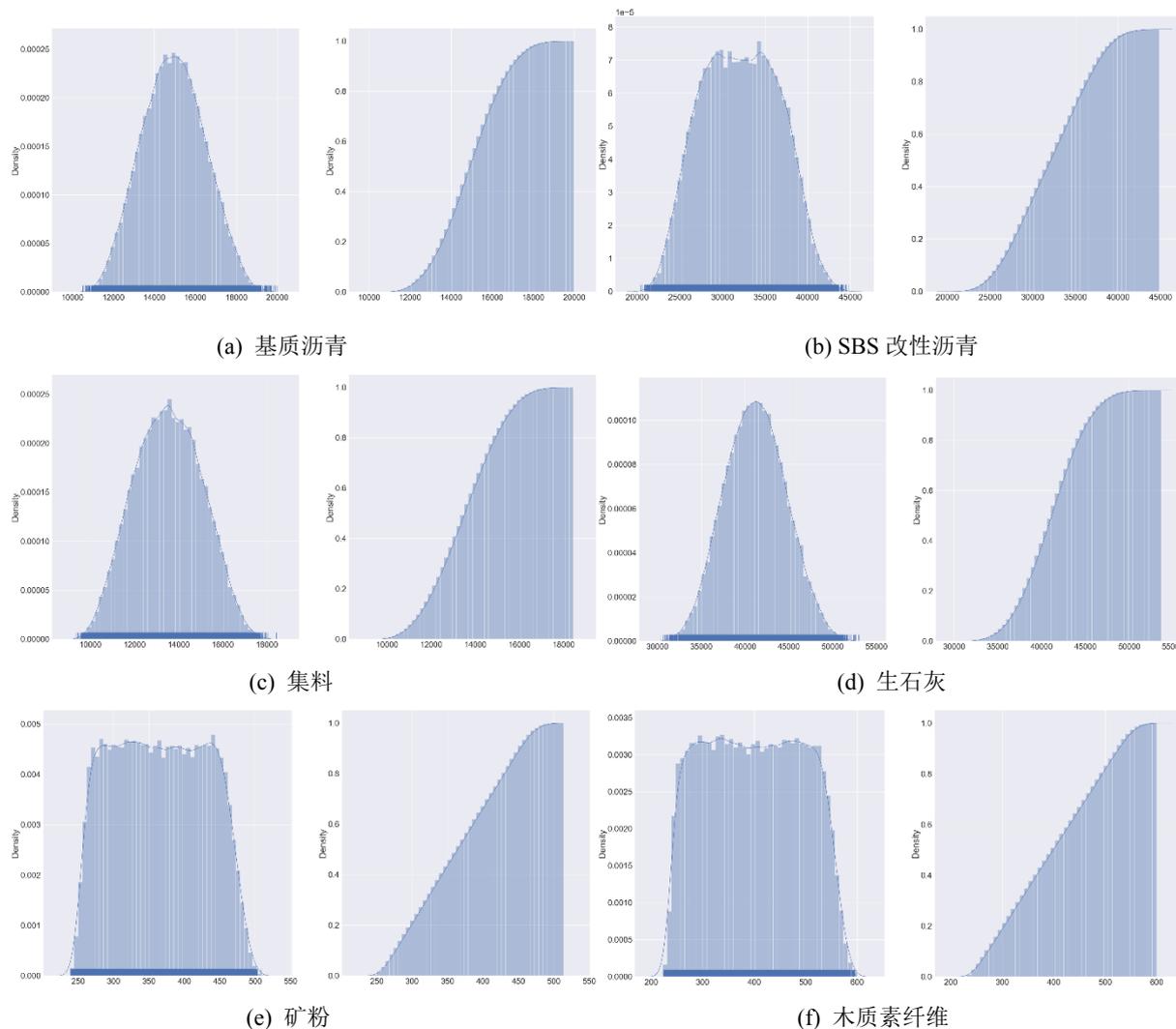
改性沥青主要采用 Eurobitume 数据和国内文献数据^[76]，相较于欧洲数据，文献数据空间相关性更好，尽管文献提供了华东地区改性沥青碳排放因子，但是仅电力和小部分运输环节进行了本土化计算，所以空间相关性并没有如文献所宣称的强相关。此外改性沥青碳排放因子仍需要考虑基础设施因素，没有考虑的数据完整性需要做出调整。

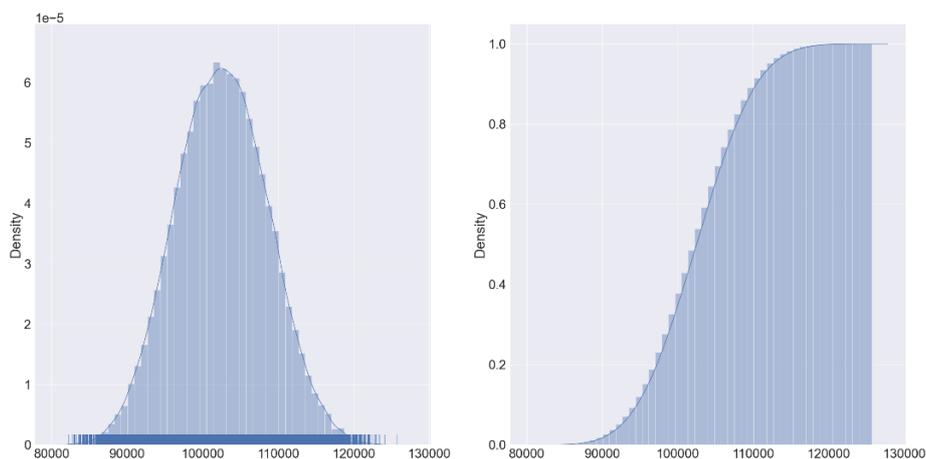
有研究者^[85]基于设备以理想状态工作假设，利用加工设备铭牌数据获得功率，再结合综合能耗计算通则计算加工集料时机械碳排放因子，此方法可靠度较低。根据谱系矩阵评价结果可知，剔除质量差的数据，只剩下 Ecoinvent 数据库数据和来自文献^[83]

的碳排放因子，文献中数据依据现场调研计算得到。对这两组数据进行权重分配，得到抽样结果如图 5.3.1 (b) 所示。

生石灰参考 Ecoinvent 数据库中数据，抽样统计结果见图 5.3.1 (c)。矿粉和木质素纤维均仅收集到 1 组数据满足要求，针对各材料数据质量匹配概率分布，经 MCS 抽样结果见 (d) 和 (e)。

最后将所有筑路材料概率分布相加开展 MCS 抽样，得到结果如图 5.3.1 (g) 所示。





(g) 材料物化阶段排放

图 5.3.1 材料碳排放统计图

5.3.2 不确定性量化分析

依据案例中使用的筑路材料清单，计算得到各材料碳排放值（图 5.3.2），其中生石灰产生的温室气体排放最多，达到 41174.676kg CO₂Eq（抽样数据均值）；SBS 改性沥青排放仅次于生石灰，产生的当量二氧化碳排放为 32115.132kg（抽样数据均值）；集料和基质沥青产生的排放基本相当，木质素纤维和矿粉排放最少。结合图 5.3.4 中（a），生石灰占材料物化阶段总温室气体排放 40.2%，SBS 改性沥青排放占比 31.3%，集料和基质沥青温室气体排放量相近约为 13%，剩下的木质素纤维和矿粉排放量较少，二者温室气体总排放不超过 1%。

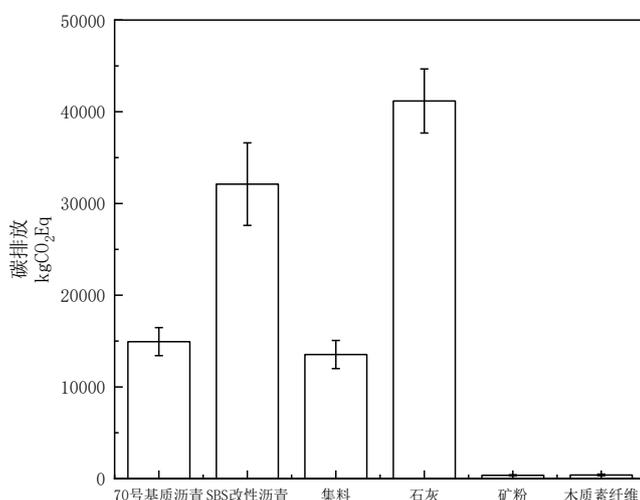


图 5.3.2 各材料温室气体排放及误差

由于材料活动水平综合 DQI 为 5。因此，数据质量不确定性主要集中在碳排放因子中，由变异系数 CV（图 5.3.3）可知木质素纤维、矿粉、SBS 改性沥青碳排放因子存在较大不确定性，与半定量不确定性评估结果呼应。结合图 5.3.4，尽管木质素纤维和矿粉数据质量最差，但是不会对最终的排放结果产生显著影响，且由于这两种材料的排放贡献和不确定性贡献均非常小，所以可以忽略它们的影响。

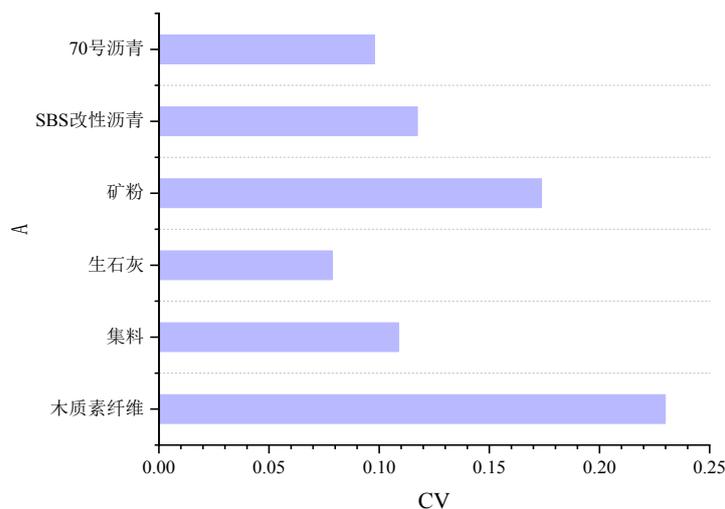


图 5.3.3 各材料变异系数

在综合考虑碳排放因子的质量不确定性与相应的活动水平后，筑路材料不确定性贡献结果如图 5.3.4 所示。SBS 改性沥青、生石灰、集料是对材料物化阶段温室气体排放结果中不确定性贡献最大的三种材料。其中碳排放因子数据质量较差的木质素纤维、矿粉，分别由于消耗量较少、碳排放因子较小，对最终结果不确定性并没有显著影响。反而，由于生石灰加工生产过程的温室效应影响显著，尽管活动水平并不大，碳排放因子数据质量较好，却对物化阶段排放结果不确定性产生了较深刻的影响。相比生石灰，SBS 改性沥青由于碳排放因子数据质量差，尽管不是排放最多的材料，但却贡献了最多的不确定性，达到 54.6%。此外，集料和基质沥青不仅对本阶段排放有重要影响，这两种材料也是结果不确定性主要来源。分析可知，材料物化阶段关键影响因素为生石灰、SBS 改性沥青，更确切地说，是这两种材料的碳排放因子。

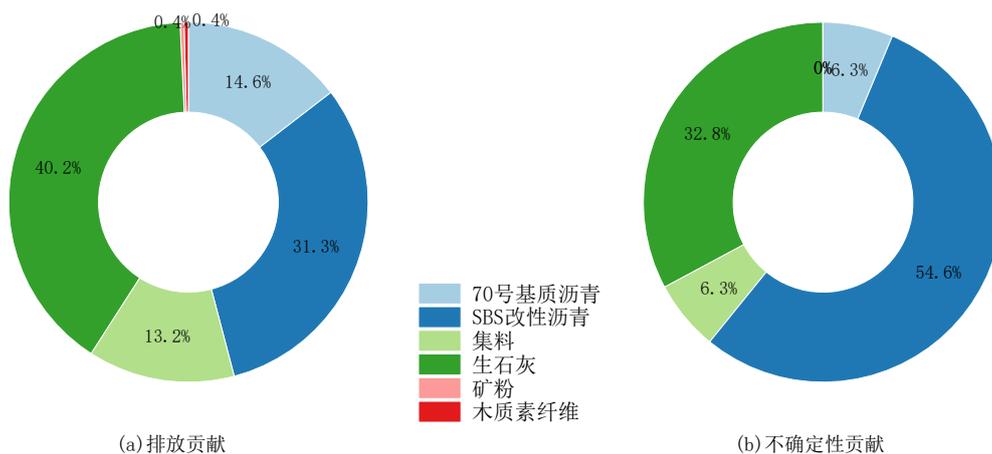


图 5.3.4 材料碳排放及数据质量不确定性贡献

5.4 施工阶段不确定性分析

施工阶段计算施工机械和设备造成温室气体排放情况，施工期间涉及的机械包含拌合设备、摊铺机、碾压设备和装载机等。

其中，利用现场收集的拌合设备、摊铺设备数据回归得到能源消耗模型，用于计算设备工作期间天然气、电能和柴油活动水平。因此，除了评估使用的数据质量，还需要分析计算回归模型中不确定性。对模型参数不确定性采用贝叶斯推论结合切片抽样方法分析，对模型形式不确定性则采用差异项校正方法量化。

施工阶段排放因子和参数质量不确定性使用 Beta 分布结合 MCS 表征。

5.4.1 数据质量与模型参数不确定性分析

结合回归公式(4.2.1)、(4.2.2)和(4.2.3)温室气体排放模型计算拌合过程天然气、电力消耗以及温室气体排放，考虑碳排放因子数据质量不确定性，活动水平分别进行数据质量不确定性分析和模型参数不确定性分析。碳排放因子数据质量不确定性因为在两种情况下均考虑，由此作为参考值。

首先，评估模型输入，包含拌合时间、拌合温度、混合料质量等，以上数据均可以通过施工技术文件获得，在施工技术文件是合理且符合各项技术要求的前提下，施工过程中各项数据应该与技术文件保持一致。所以可以认为模型输入数据质量较高，除了拌合温度数据质量综合 DQI 为 4.5，其余输入数据综合 DQI 均为 5。经过 50000 次 MCS 数据质量不确定性结果如图 5.4.1 所示，

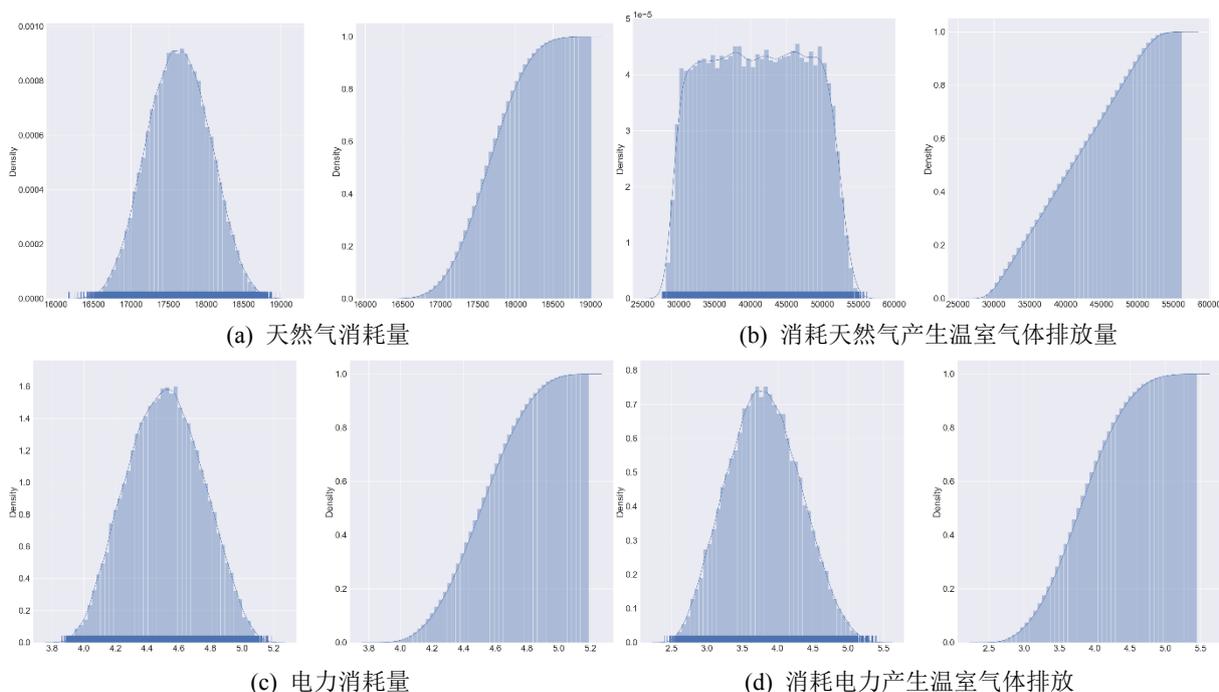


图 5.4.1 材料拌合温室气体排放统计图（数据质量）

为获得模型参数不确定性，进行切片抽样，取 2 条马尔科夫链，选择收敛效果较好的结果，每条链进行 8000 次迭代，燃烧期设置为 3000，设 a、b、c、d、e、f 为模型系数，在拌合天然气消耗回归模型中 a 为常数项，b、c、d 分别为 m_M 、 T_A 、 t_M 系数；在拌合电力消耗回归模型中 a 为常数项，b、c 分别为 t_M 、 T_B 系数。天然气消耗回归模型系数切片采样结果见图 5.4.2，可以利用轨迹图判断抽样结果收敛情况。收敛效果较好的切片抽样结果如图 5.4.3 所示，确定各系数分布的指标见表 5.4.1。

与之类似，拌合阶段电力消耗回归模型切片抽样结果如图 5.4.4 所示。选取收敛效果较好的结果，得到表 5.4.2 所示参数模型不确定性表征结果。

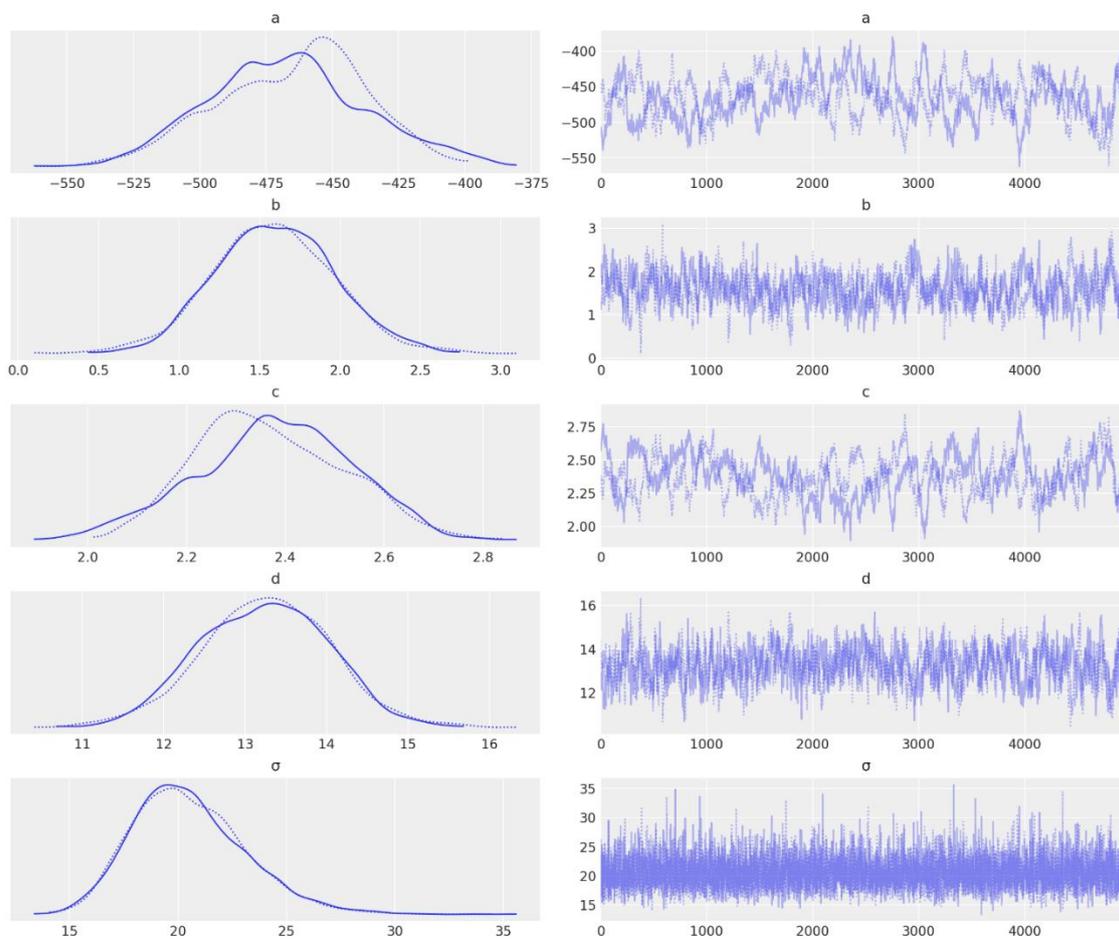


图 5.4.2 切片取样采样结果

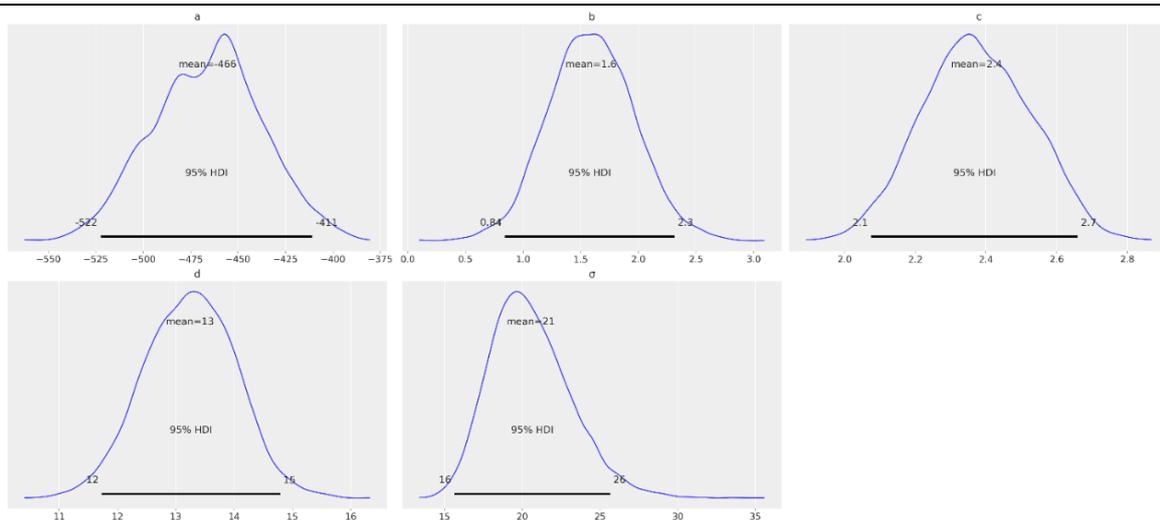


图 5.4.3 收敛效果较好的抽样数据统计图

表 5.4.1 天然气消耗回归模型系数细节

	均值	标准差
a	-466.07	28.81
b	1.59	0.38
c	2.37	0.15
d	13.24	0.79
σ	20.54	2.63

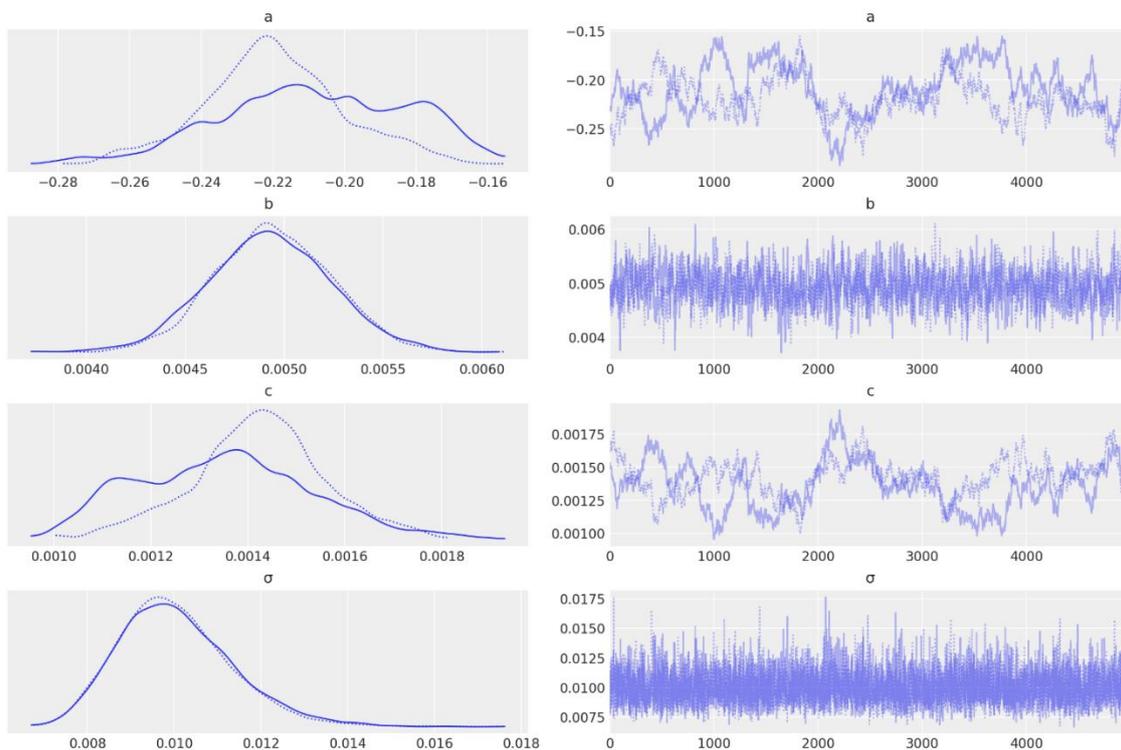


图 5.4.4 电力消耗回归模型系数切片取样采样结果

表 5.4.2 电力消耗回归模型系数细节

	均值	标准差
a	-0.2142	0.0241
b	0.0049	0.0003

c	0.0014	0.0002
σ	0.01	0.0013

结合切片抽样获取的模型参数不确定性和碳排放因子数据质量不确定性进行 50000 次 MCS 模拟得到结果如图 5.4.5 所示。

使用 CV 分析各成分不确定性，从图 5.4.6 中 (a) 和 (c) 可以看出，数据质量不确定性分析与综合 DQI 值呼应，当活动水平仅评估输入数据质量不确定性时，活动水平不确定性小于碳排放因子，因为类似拌合时间、拌合混合料质量等，输入数据均根据实际工程情况获得，质量较好。图 (b) 和 (d) 展示的是活动水平中模型参数不确定性 CV 分析结果，可知部分模型系数不确定性较大，例如图 (b) 中系数 b 和图 (d) 中系数 c，但是活动水平不确定性却并没有比所用系数的不确定性大。就图 5.4.6 中展示的结果而言，拌合过程消耗能源的活动水平不确定性，普遍比对应的能源碳排放因子不确定性小。就横向比较而言，在同一单元过程碳排放计算的活动水平中，模型参数不确定性大于其中输入数据质量不确定性，有可能与模型系数不确定性较大有关

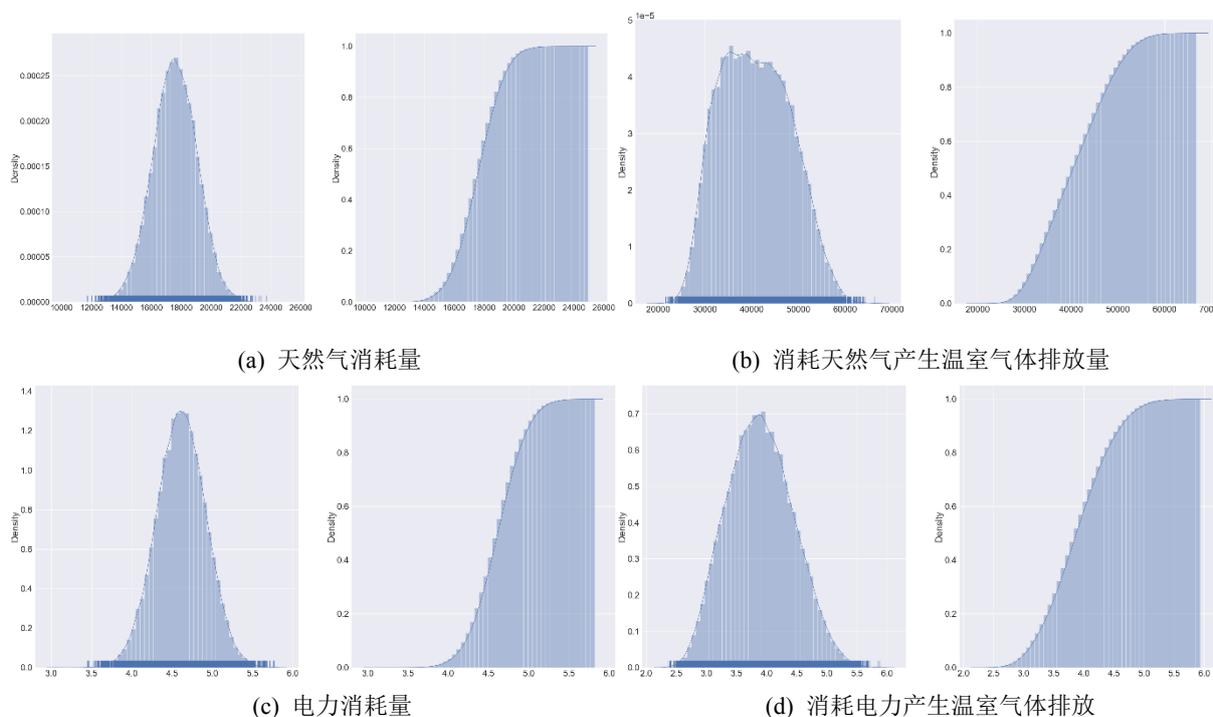
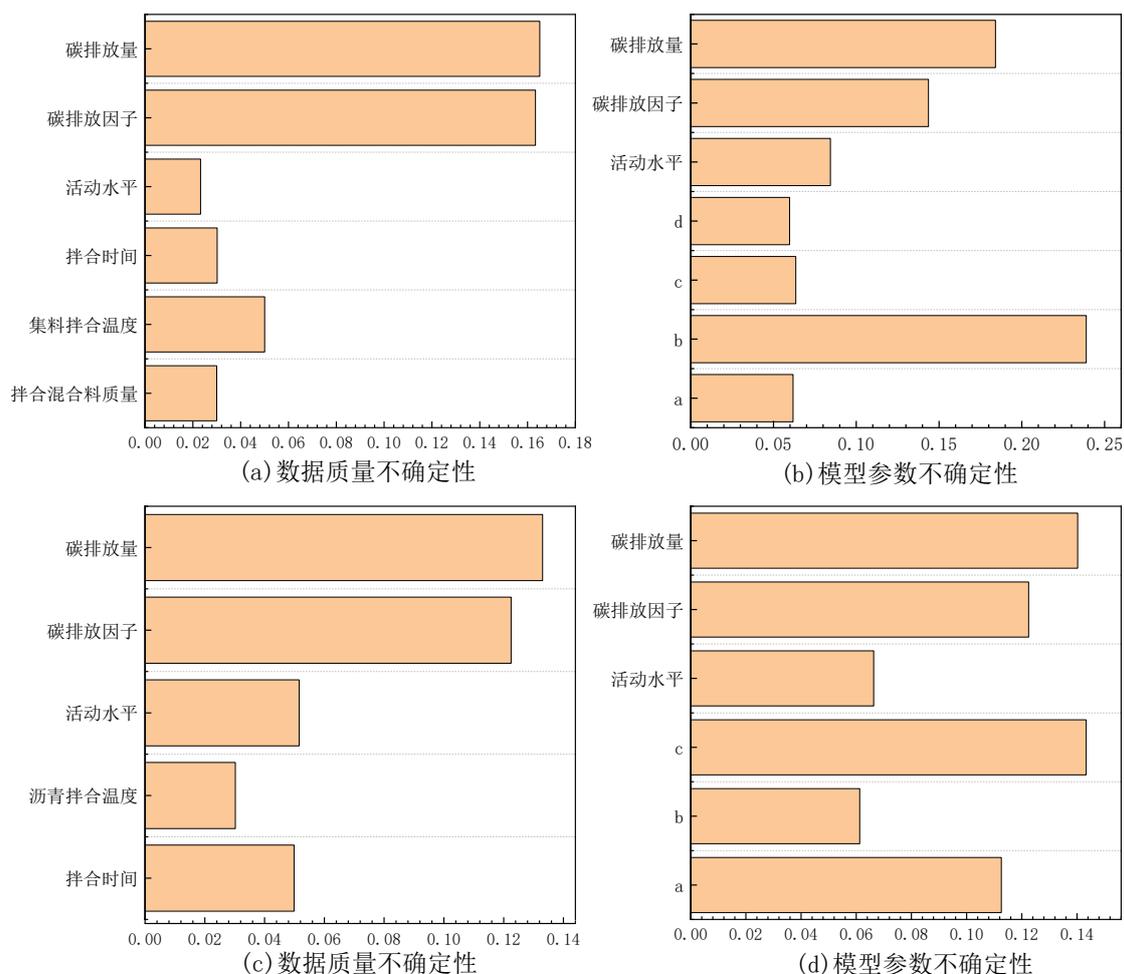


图 5.4.5 拌合温室气体排放统计图 (数据质量-模型参数)



注：图中所有 CV 均为绝对值

图 5.4.6 拌合过程温室气体排放变异系数

对结果进行不确定性贡献分析见图 5.4.7，图 (a)、(b) 为拌合过程消耗天然气碳排放计算各成分不确定性贡献，分别是活动水平中数据质量和模型系数不确定性贡献分析图；图 (c)、(d) 为考虑活动水平中参数数据质量和模型参数不确定性后，消耗电力碳排放结果中各成分不确定性的贡献。与 CV 结果呼应，最终结果中的大部分不确定性来自数据质量较差的碳排放因子，同时活动水平中，模型系数不确定性对温室气体排放结果不确定性的影响大于数据质量。对于活动水平而言，从数据质量角度出发，拌合时间数据是造成其不可靠的主要原因；而产生最大不确定性贡献的回归系数并不一定是自身不确定性最大的系数，例如拌合用电回归模型中系数 b，其 CV 小于 c，但是 b 对结果不确定性贡献更大。

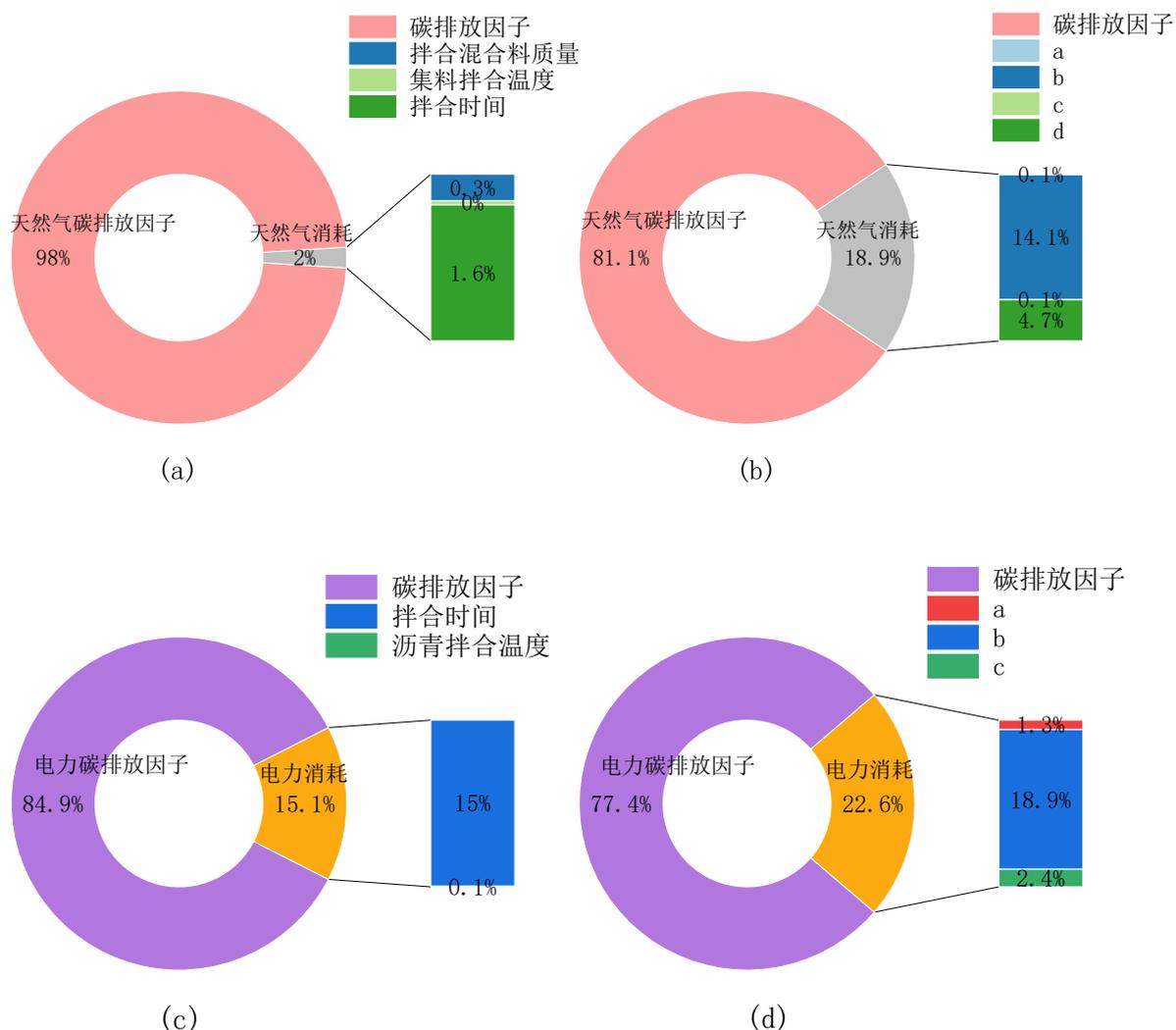


图 5.4.7 拌合过程碳排放及不确定性贡献

除拌合设备外，摊铺设备柴油消耗量也通过回归模型计算。其中，摊铺油耗回归模型系数切片抽样结果如图 5.4.8 所示，可以看到系数 d 轨迹存在明显波动。经 MCS 传递不确定性，图 5.4.9 中 (a) 和 (b) 为考虑碳排放因子和活动水平数据质量造成的不确定性的抽样结果，图 5.4.10 则是考虑碳排放因子数据质量和活动水平回归模型系数不确定性后抽样结果。

使用 CV 分析各影响因素不确定性大小，见图 5.4.11，柴油活动水平数据质量造成的不确定性小于柴油碳排放因子数据质量，计算活动水平使用的数据中摊铺时间不确定性最大。当柴油消耗考虑了回归模型系数不确定性，活动水平变异系数 0.24，大于碳排放因子变异系数 0.15，且柴油消耗量回归模型中各系数不确定性都不可忽视，其中系数 c 的 CV 达到 0.67。总体而言，相比数据质量，回归模型系数的不确定性明显更大。

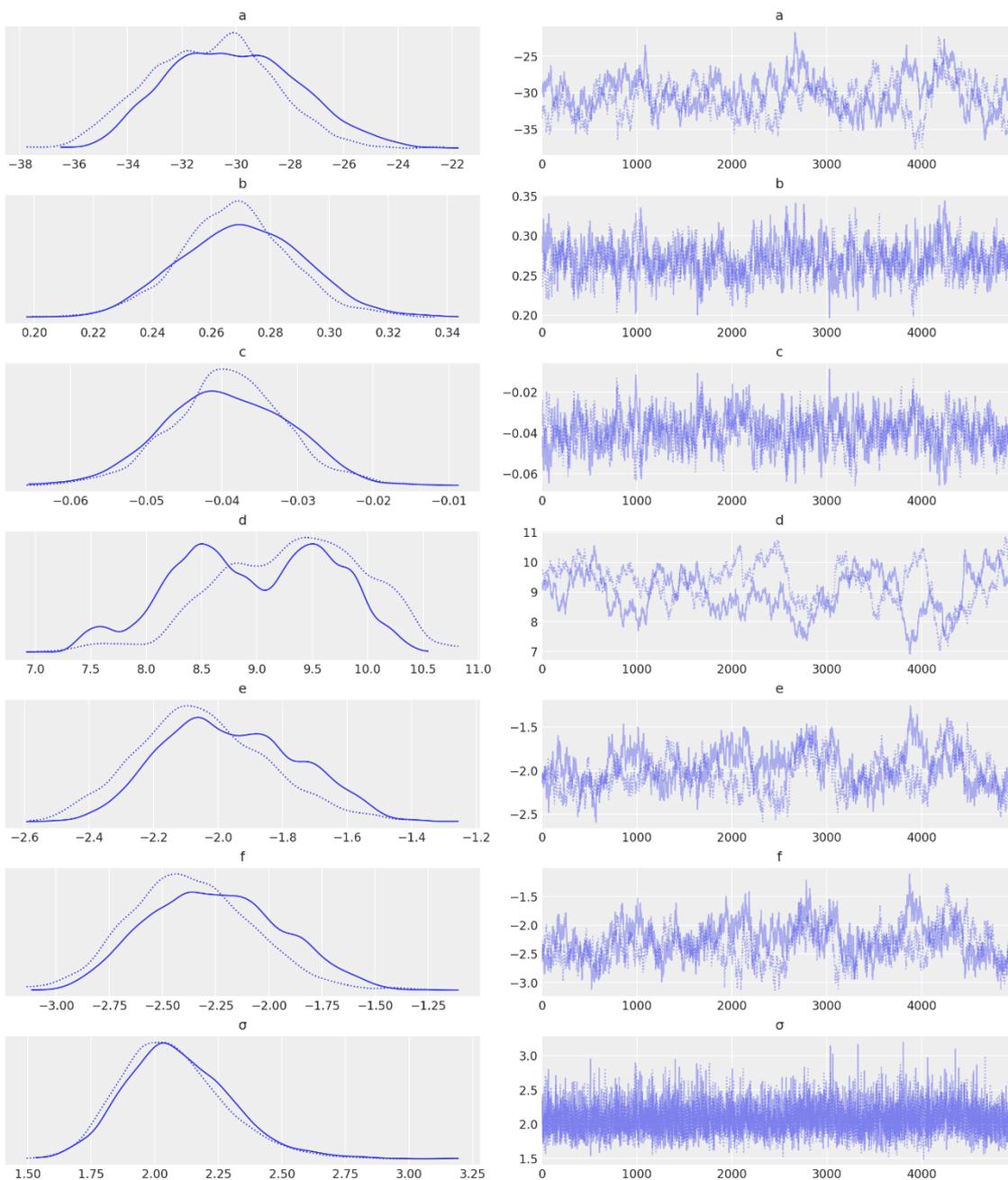
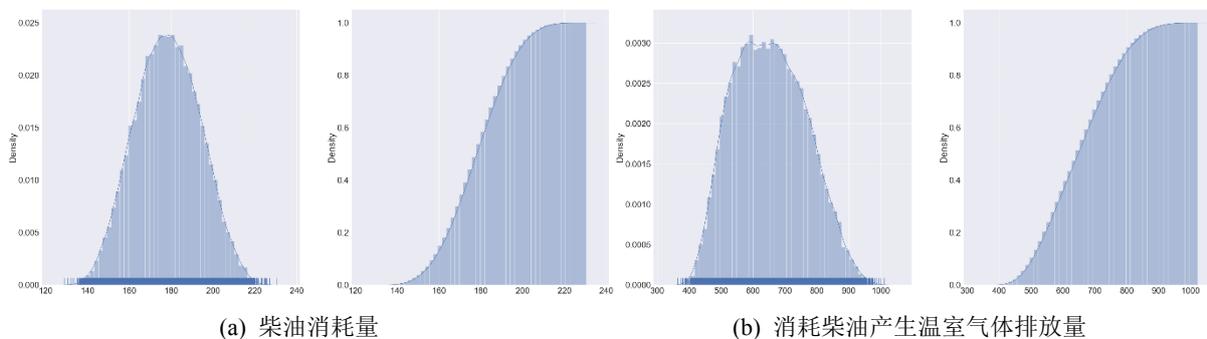


图 5.4.8 柴油消耗回归模型系数切片取样采样结果



(a) 柴油消耗量 (b) 消耗柴油产生温室气体排放量
图 5.4.9 摊铺温室气体排放统计图 (数据质量-数据质量)

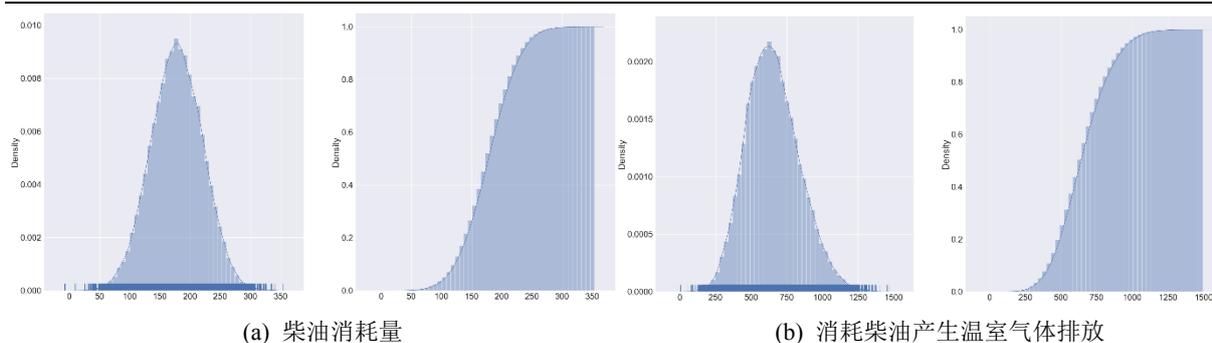
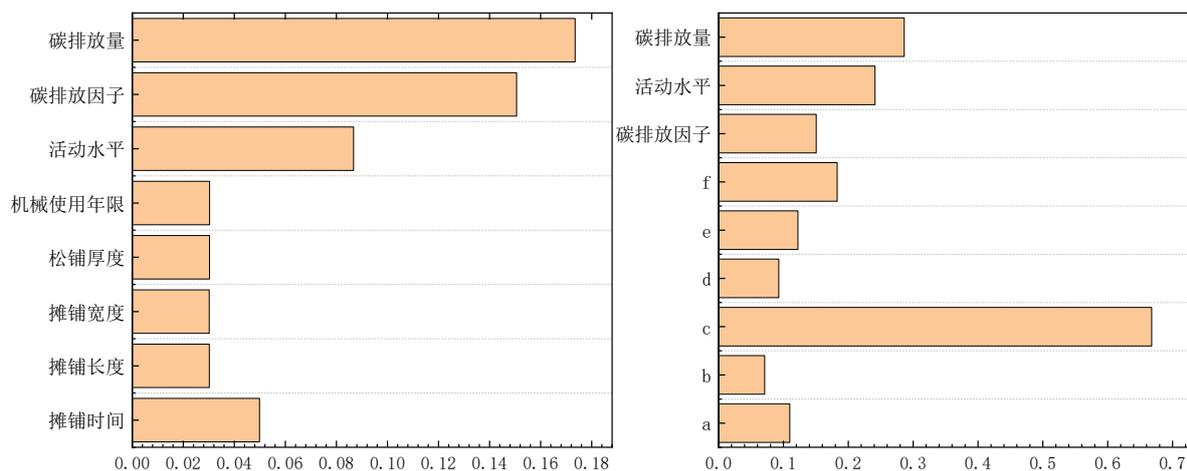


图 5.4.10 摊铺温室气体排放统计图（数据质量-模型参数）



注：图中所有 CV 均为绝对值

图 5.4.11 摊铺过程温室气体排放 CV

从不确定性贡献分析图 5.4.12 (a) 可知，相比柴油碳排放因子，柴油活动水平中数据质量造成的不确定性对结果造成的影响较小，影响柴油消耗数据不确定性的主要因素是摊铺时间。结合图 5.4.12 (b)，活动水平对结果不确定性贡献超越碳排放因子，达到 71.8%，由于回归模型中系数引入了大量不确定性，其中结果中超过三分之一（35.2%）的不确定性是由系数 c 产生的。为获得更可靠的结果，此柴油消耗回归模型还需要进一步完善。由于模型系数可能会对碳排放计算产生深刻影响，所以为了碳排放量化结果更可靠，使用解释效果不达预期的模型需慎重。

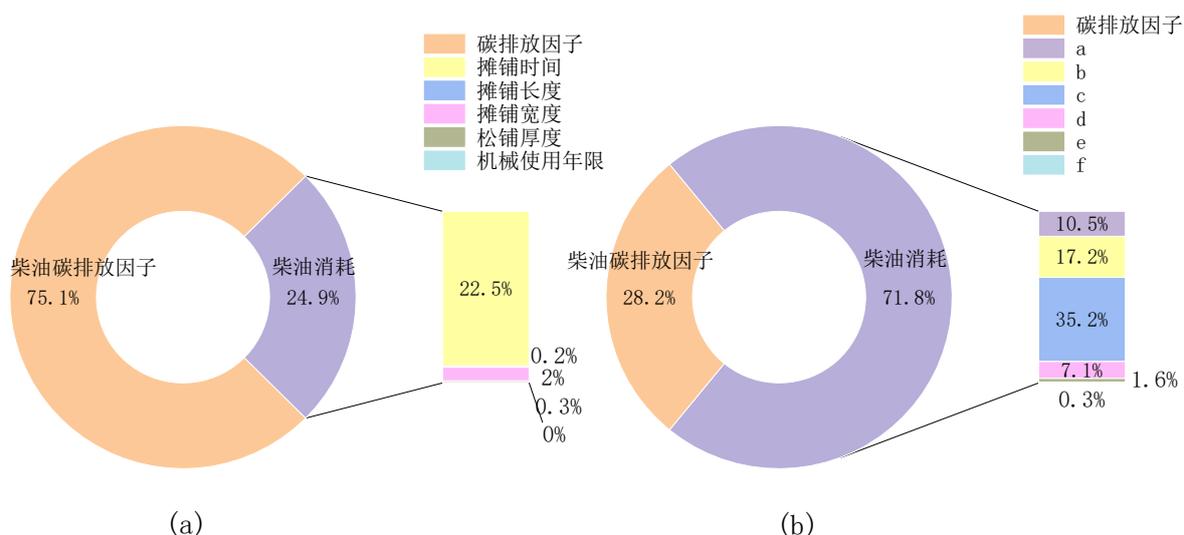


图 5.4.12 摊铺设备排放不确定性贡献

5.4.2 模型形式不确定性分析

结合公式(2.3.35)，利用 Hermite 多项式校正回归模型，通过解优化问题(2.3.33)，得到校正系数。分别计算原始模型和加上正交多项式的校正模型拟合精度，其中拌合电力消耗模型校正后 R^2 显著改善，如表 5.4.3 所示。

表 5.4.3 多项式校正结果

模型	校正项系数			初始模型 R^2	校正模型 R^2
	α_1	α_2	α_3		
拌合天然气消耗	43.503	-0.193	1.443E-04	0.965	0.990
拌合电力消耗	0.254	-0.013	0.101	0.898	1.000
摊铺柴油消耗	0.398	-0.126	0.003	0.938	0.999

在面层施工建设和维修养护（薄层罩面）2 种情境中，校正后活动水平计算温室气体排放与原始数据对比如图 5.4.13 所示，拌合电力消耗模型校正前后的差异最大，特别是维修养护时，混合料拌合产生温室气体排放校正前后产生了 84.36% 的差异，建设施工拌合情境下则产生了 62.51% 的差异，其他回归模型在不同情境中校正前后碳排放的差异不大于 50%。可知，模型形式相比其他不确定性可能会对结果造成更大的影响，特别是拌合电力消耗回归模型，校正前后存在巨大差异。在这种情况下，直接使用未校正模型计算的结果并不可靠。所以，为减少计算结果中不确定性，需要优化拌合电力消耗回归模型。

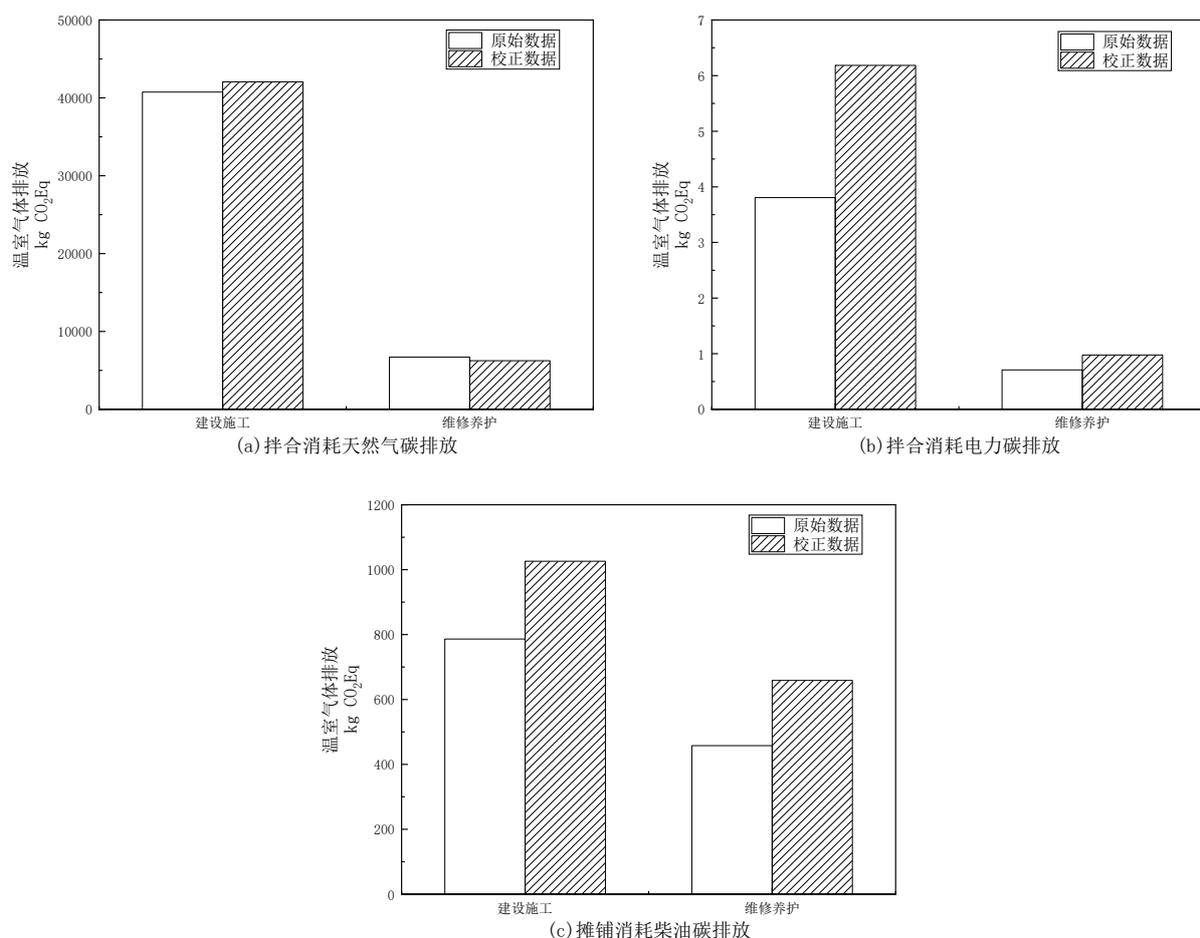


图 5.4.13 校正前后排放量对比

5.4.3 模型选择不确定性分析

施工时装载机以及压路机活动水平参考最新的定额文件，分别采用两种不同的碳排放计算模型。计算过程需评估碳排放因子和活动水平数据质量。表 5.4.4 为施工时各机械活动水平。

表 5.4.4 碾压过程机械活动水平

设备	光轮压路机			轮胎压路机			轮胎式装载机		
设备细节	15t 以内, YZC-15			9-16t 以内, YL16			2.0m ³ ZL40	3.0 m ³ ZL50	3.0 m ³ ZL50
施工面层	上	中	下	上	中	下	上	中	下
台班	3.252	2.763	3.66	0	0.918	1.224	2.268	1.188	1.584
柴油消耗 (kg)	131.380	111.625	147.864	0	30.845	41.126	210.606	136.798	182.398
工作时间 (h)	26.016	22.104	29.28	0	7.344	9.792	18.144	9.504	12.672

定额统计分析了 2018 年以及之前一段时间全国范围内施工设备使用情况和材料、能源消耗水平，出具的权威参考数据，其中包含各种损耗。这些数据通常代表正常施工条件下，使用较为先进的施工技术和管理方法。定额数据涵盖地理范围广、覆盖的时间范围较长、囊括的单位过程全面，因此活动水平的完整性和可靠性较高；但是由于数据代表全国水平，空间相关性并不理想；定额于 2019 年生效，因此数据时效性较好；技

术相关性并不容易判断，由于信息不足，取较为保守的低值。所以活动水平 5 个维度的评分分别是 (4, 4, 5, 4, 3)。

计算碳排放使用机械工作时间作为活动水平，根据机械负荷水平和功率，选用表 3.3.16 中高负荷水平的大功率数据作为机械的碳排放因子。由于 Ecoinvent 中使用机械碳排放因子数据来自 MOVES 仿真模拟，结合数据描述，五个维度评分分别为 (3, 2, 4, 2, 2)。需要注意的是，Ecoinvent 碳排放因子包含机械上游排放，本案例 LCA 系统边界不考虑机械上游影响，因此完整性指标得分仅为 2。

MCS 结果如图 5.4.14 所示，利用机械工作时间计算排放的模型 2 (公式(4.2.5)) 计算结果明显大于利用能源消耗量计算排放的模型 1 (公式(4.2.6)) 计算结果，特别是使用压路机造成的温室气体排放结果，模型 2 结果是模型 1 结果的 8.3 倍，且使用模型 2 计算会导致结果标准差变大。因此，模型选择会对结果产生重大影响，选择模型需慎重。模型 2 碳排放量更大，可能是因为 Ecoinvent 机械碳排放因子包含机械上游影响。尽管上游影响分摊到机械生命周期排放中，以每小时碳排放量形式出现，理论上与不计上游的碳排放因子差距不大。但是，从装载机和压路机计算结果来看，是否考虑机械上游影响会对碳排放量化结果产生显著差异。

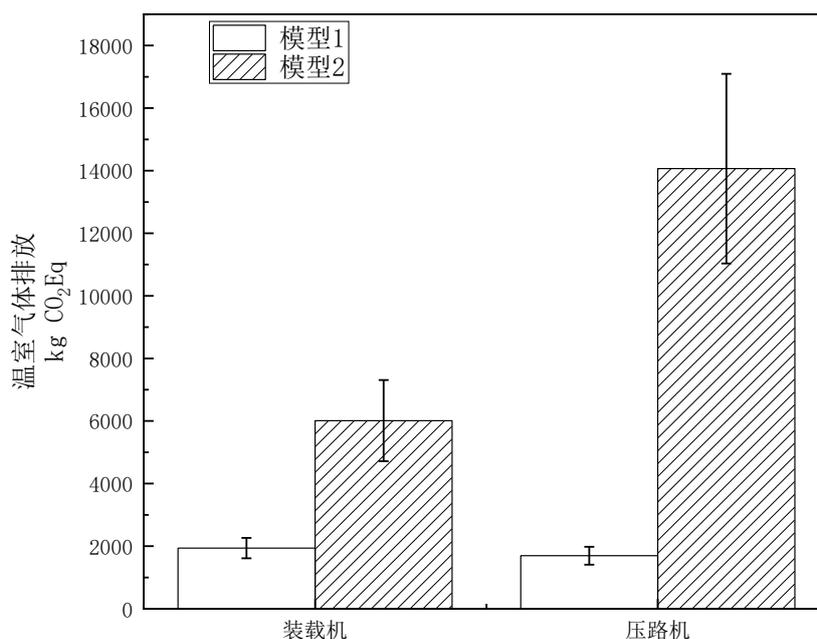


图 5.4.14 设备模型选择排放量对比

从图 5.4.15 中影响因素变异系数可知，两种模型中活动水平数据质量基本一致，但是模型 2 使用的碳排放因子不确定性较大，进而模型 2 计算结果有更大不确定性。

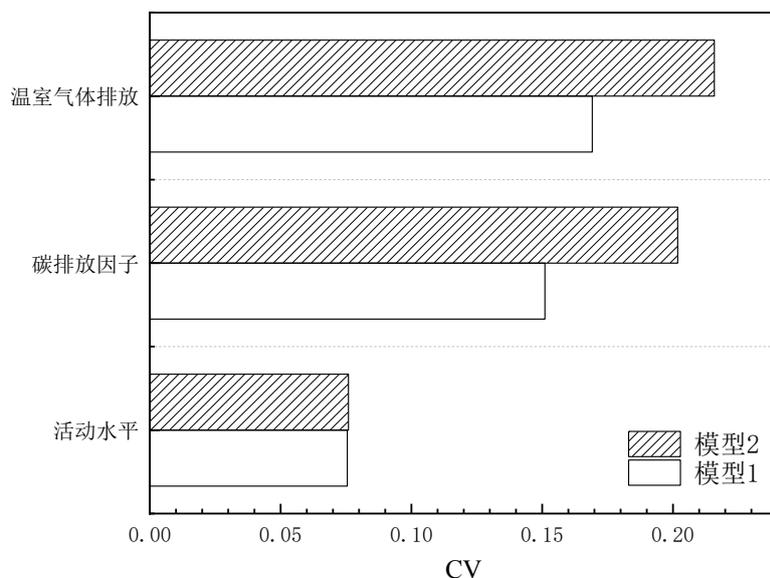


图 5.4.15 不同模型影响因素变异系数对比

从各影响因素对结果不确定性影响来看（图 5.4.16），碳排放因子中不确定性发挥着主导作用。模型 2 中碳排放因子不确定性更大。

由于模型 2 中碳排因子数据质量不理想，导致计算结果中不确定性更大，相较而言，模型 1 结果中不确定性较小。为获取数据质量较高的结果，推荐使用模型 1。对于模型 1 和 2 结果相差悬殊的情况，不确定性分析并不能判断模型正确与否，仅针对结果数据不确定性进行评估。所以，结果悬殊在此被理解为模型选择不确定性，对于装载机和压路机来说，选择模型 1 还是模型 2，这个过程产生的不确定性最大。

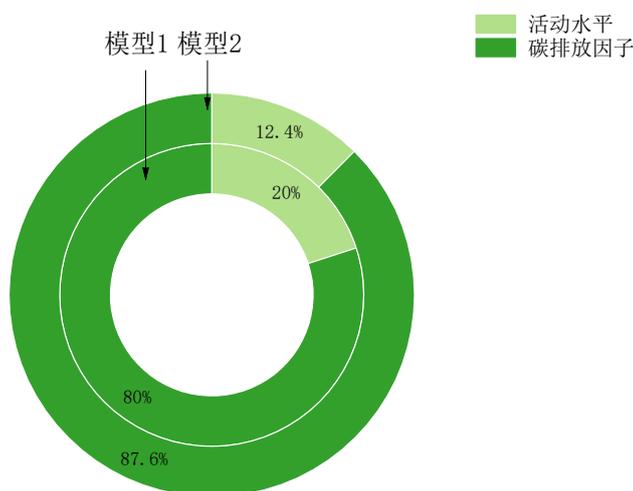


图 5.4.16 不同模型不确定性贡献来源对比

5.4.4 施工阶段排放贡献分析

基于数据质量的施工阶段贡献分析，施工阶段使用的设备包含拌合设备、摊铺设备、碾压设备、装载机。其中碾压设备和装载机采用模型 1 计算温室气体排放。抽样结果如图 5.4.17 所示。

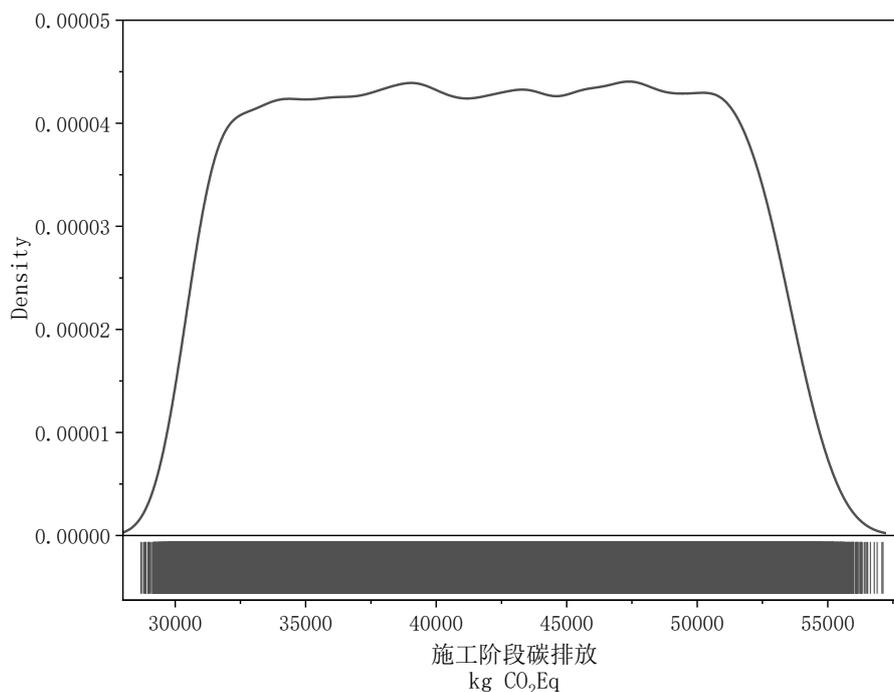


图 5.4.17 施工机械碳排放分布

从具体设备排放贡献可知(图 5.4.18(a)), 拌合设备产生了此阶段最多的温室气体, 占 97.3%, 其余设备产生的温室气体比例相当。就不确定性贡献而言(图 5.4.18(b)), 拌合设备贡献了施工阶段机械碳排放计算结果中几乎所有的不确定性。因此, 施工阶段影响碳排放结果的关键因素是拌合设备, 特别是拌合设备消耗天然气产生的碳排放。因此推测, 采用温拌或者冷拌方式处理混合料可能是此阶段可行的减排措施。

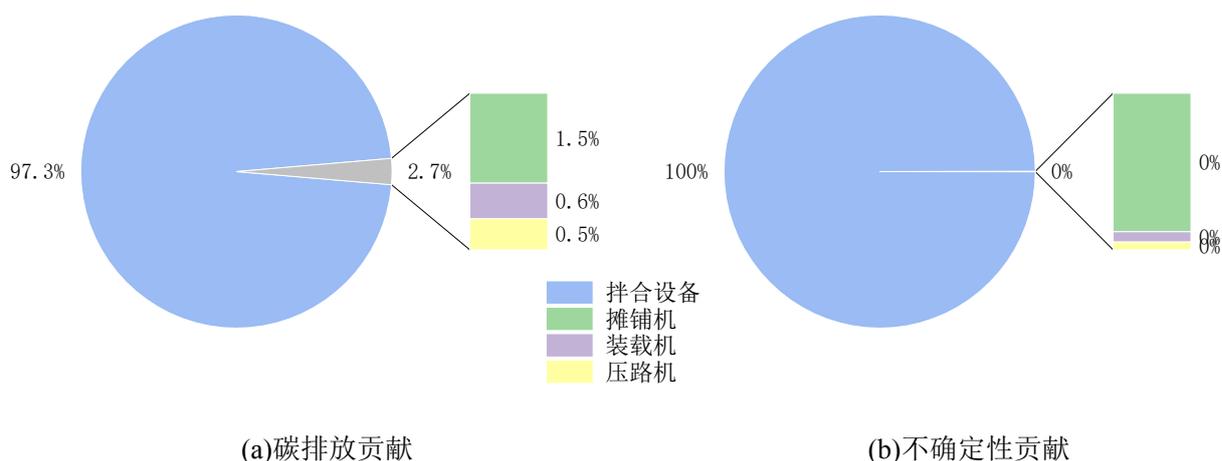


图 5.4.18 施工阶段碳排放与不确定性贡献

5.5 维修养护阶段不确定性分析

5.5.1 数据质量不确定性量化

完整的维修养护阶段包含养护材料物化、施工机械、交通干扰、运输等过程。此阶段仅评估活动水平和碳排放因子数据质量不确定性。需要注意的是，由于评价时间范围长达 30 年，数据质量评价指标到评价时间段后期基本失效，特别是时间相关性和完整性，那时它们已经不能起到分辨数据质量的作用。因为对于第 15 年的情况，就本文采用的数据而言，这两个维度的评分已到了最低值 1，往后的 15 年这两个维度的指标均不会有变化。空间相关性和可靠性则属于固有属性，基本不会有变化，因此这两个指标决定了数据质量的下限。

材料物化、施工过程排放计算相比 5.3 和 5.4 小节中介绍的计算过程，需要考虑时间效应，即数据质量根据维修养护时间节点评估。交通干扰造成的额外排放同样需要考虑时间效应，但由于是模拟得到，模拟过程涉及众多参数和复杂模型，无法一一评估，因此将模拟过程视为整体，作为排放结果的背景和特质，仅评价排放数据的质量。图 5.5.1 展示了不同养护策略情景下，施工以及交通干扰造成的额外温室气体排放均值在分析时间段内变化以及误差区间。

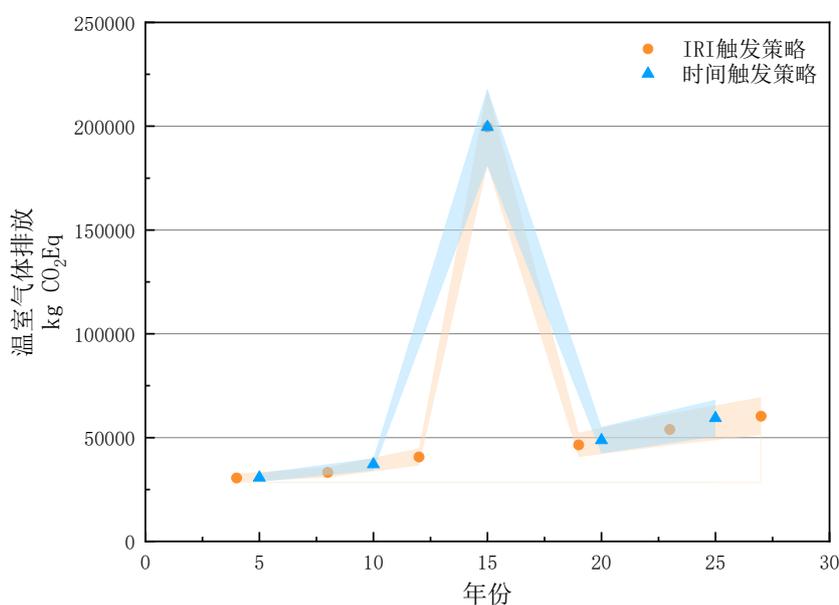


图 5.5.1 不同策略施工及交通干扰碳排放

5.5.2 敏感性分析

综合各部分排放均值、误差和 CV 等信息，分析不同策略下排放情况和不确定性变化。从图 5.5.2 和图 5.5.3 可知，随着时间推移交通量变大，交通干扰造成的温室气体排放逐渐增加，从最开始占排放总数 18%到第 27 年维修时提高到 70%，逐渐超过了其

余材料、施工和运输阶段的排放总和。可推测，当交通量大时，维修养护阶段产生主要的温室气体来自对施工对交通干扰过程，因此面对此情景需要更加科学合理地组织施工，尽量缩短施工时间并减小施工对交通干扰，或者设计更加稳定、耐久的道路结构，从而可以大大减少维修养护频率。其余过程产生的排放相差不大，第 15 年由于养护方案不同于其余年份，因此有显著差异。此时因为重新铺筑路面，材料使用显著增加，因此其排放超过了维修时交通干扰。可见材料物化过程和养护策略和方案选择会对温室气体排放产生重大影响。

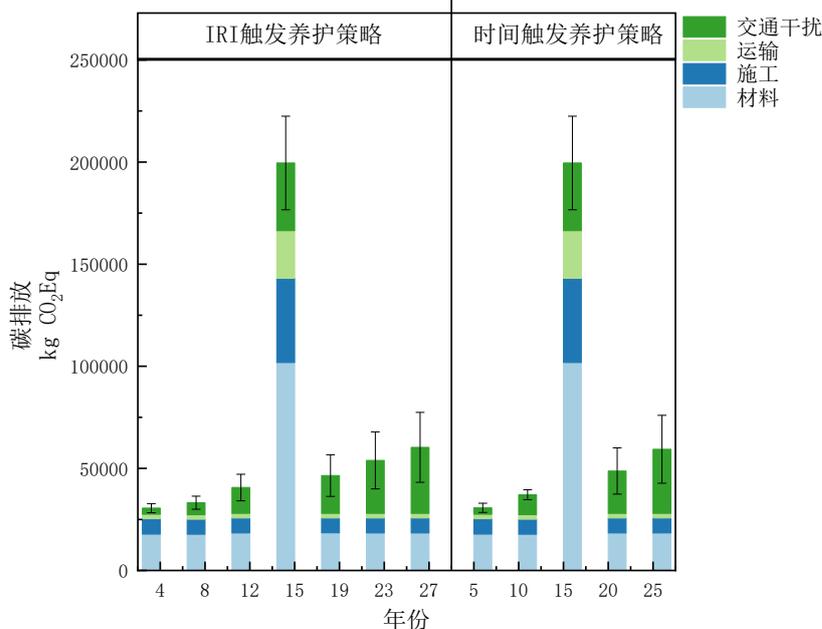


图 5.5.2 不同养护策略下温室气体排放量以及误差

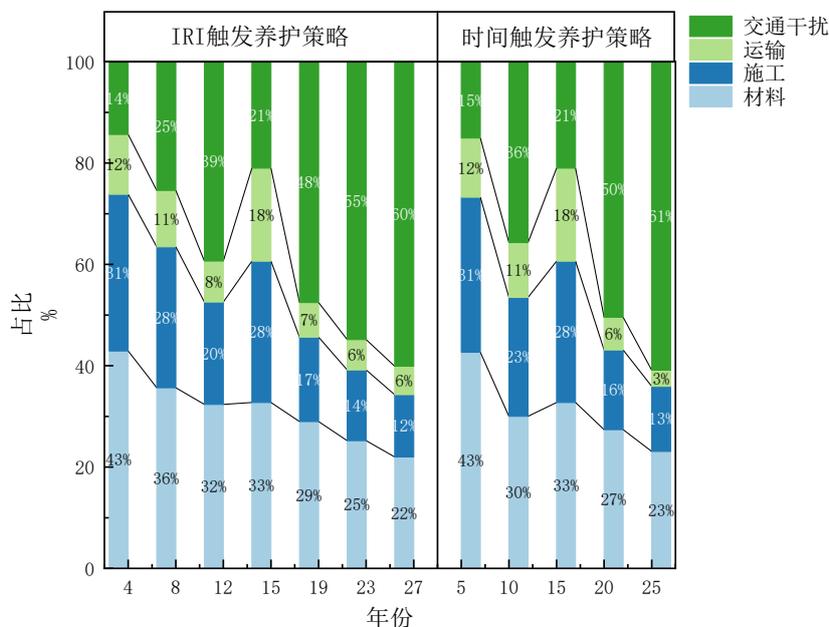


图 5.5.3 不同养护策略下温室气体排放贡献

从图 5.5.4 不确定性贡献分析，随着交通量增长，仅在第一次养护维修时材料物化过程贡献最多不确定性，往后数据不确定性大部分都来自交通干扰过程，甚至第 25、27

年交通干扰不确定性贡献达到 60%左右，第 15 年的数据展现了不一样的情况，相比之前数据交通干扰不确定贡献没有明显增加趋势，反而是显著地下降了。因为采用重铺的养护策略，导致材料物化过程排放占大多数，其不确定性贡献相应提升了，但是并未占据主导地位，是因为材料物化过程的数据质量较好。

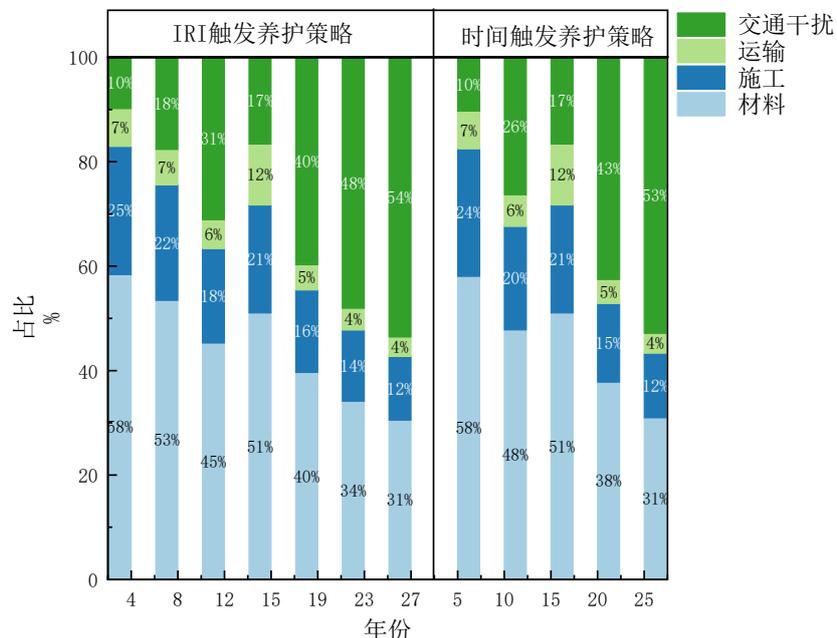


图 5.5.4 不同养护策略下不确定性贡献

图 5.5.5 展示了不同过程 CV 情况，材料物化过程不确定性最小，运输过程不确定性最大，其次是交通干扰以及施工过程。随着分析时间增长各个过程不确定性均逐渐增加，说明使用现有数据描述未来的情况，逐渐失去说服力。第 15 年的情况是个例外，总排放 CV 减小，这是因为第 15 年排放中材料过程数据权重增大，而材料物化过程 CV 小。

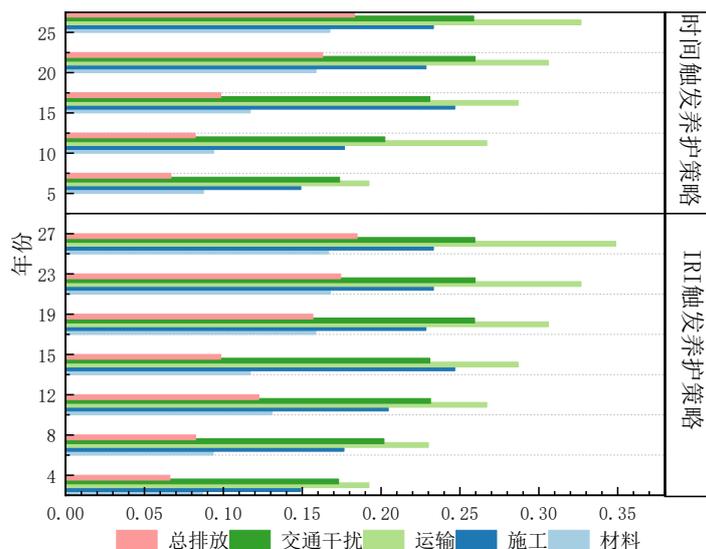


图 5.5.5 不同过程变异系数

5.6 情景比较不确定性分析

评估时间触发和 IRI 触发两种养护策略优劣，除了关注以上材料物化、施工、交通干扰、运输过程，还应考虑两种策略对使用阶段造成的影响。路面 IRI 导致的额外燃油消耗产生的温室气体排放代表了使用阶段温室气体排放。LCA 比较分析，仅需关注有差异的部分，因此，第 15 年维修养护温室气体数据以及第 1、2、3 年和第 15、16、17 年使用阶段数据可以不计入考量。

5.6.1 使用阶段数据质量不确定性量化

结合 2 种不同的维修养护策略，计算使用过程中排放数据质量造成的不确定性。对活动水平与碳排放因子数据质量分别评估后，开展 MC 抽样，结果如图 5.6.1 所示。IRI 触发策略情境中，路面始终保持更加优秀的性能，粗略看来 IRI 触发策略能够减少使用阶段温室气体排放。

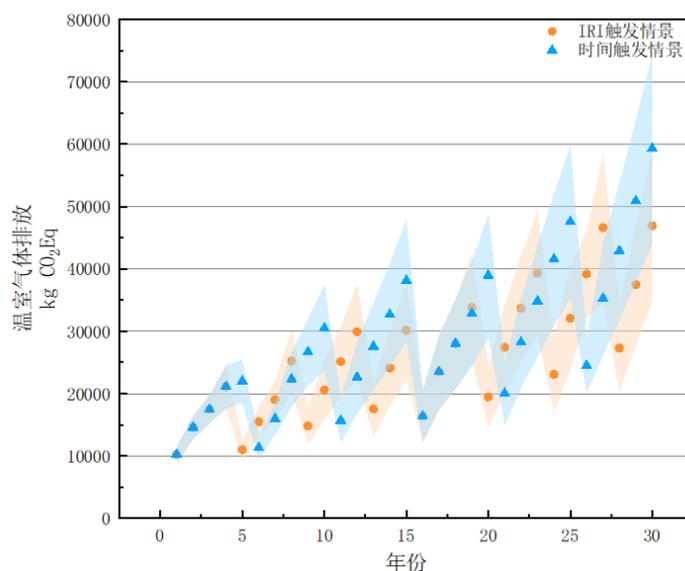


图 5.6.1 使用阶段排放均值与误差区间

5.6.2 情景比较不确定性

判断两种策略的优劣，需要综合使用阶段和维修养护阶段排放情况。由于在比较 LCA 中可以忽略相同过程，仅比较有差异的过程和阶段。在本案例中，只有使用阶段和维修养护阶段有区别，因此，仅比较这两个阶段有存在差异的过程。分别使用 CI 和三种优势概率 K 比较两种养护策略，公式参见(2.3.9)、(2.3.10)、(2.3.12)以及(2.3.13)。假设显著性结论阈值为 70%，由于结果中存在巨大不确定性，数据多数用来描述对未来的猜测，因此可以将阈值设置标准降低。

利用 50000 组抽样数据比较 IRI 触发策略以及时间触发策略优劣。其中图 5.6.2 为 CI 分布图，比较指标如表 5.6.1 所示。K₁ 与 CI 判断结果一致，可知时间策略优势概率达到 86.09%，K₃ 计算的时间策略优势概率约为 81.28%。相比其他指标，K₂ 优势概率仅

为 75%，由于两个方案结果存在较大不确定性，因此指标之间差异悬殊。此外 K_2 经过 2.5×10^9 次比较，比较更加充分，且 K_2 中包含了其他指标的比较样本，因此，结果可以只参考 K_2 。可知，在本案例中，时间触发养护策略相较 IRI 触发养护策略有显著优势。

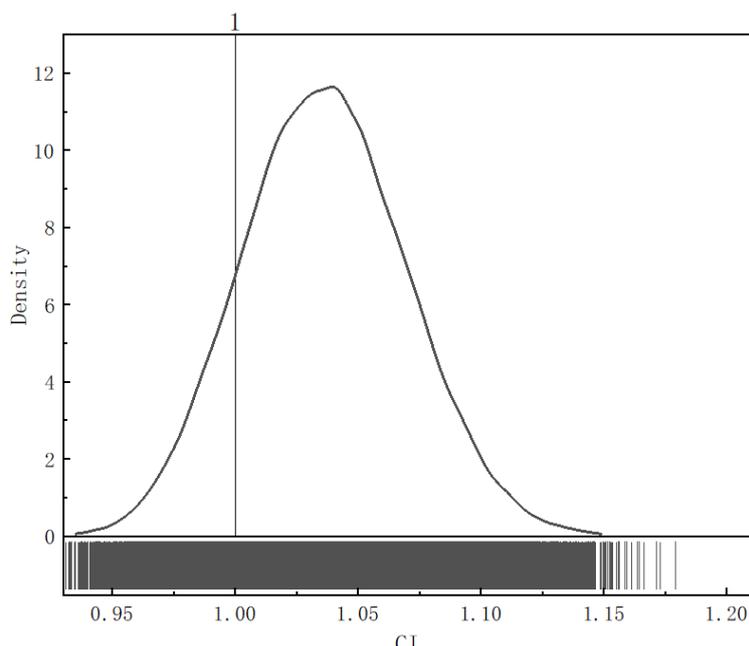


图 5.6.2 情景比较 CI 结果

表 5.6.1 情景比较指标

比较指标	时间触发策略优势概率%	IRI 触发策略优势概率%
K_1/CI	86	14
K_2	75	25
K_3	81	19

由于本文设定的 IRI 限值设定较为严苛，导致了频繁的维修养护施工，这期间施工使用的材料以及机械，此外，还有对交通的干扰，产生了大量温室气体排放，从而让 IRI 触发养护策略相比时间触发策略不具优势。当路面性能衰减不严重时，频繁的养护尽管能够减少行驶时温室气体产生，但是相较时间触发养护策略，使用 IRI 触发策略维修养护时产生的温室气体有 75% 概率会完全抵消优良路面性能产生的环境效益，结合图 5.5.2 推测，主要受到维修养护时交通干扰产生的温室气体影响，而其根本原因是交通量增大。所以在类似本案例路面性能衰减不严重，且 IRI 限值设置为 1.34m/km 的情况下，随着交通量增加，IRI 触发策略情景相比时间触发策略可能会产生更多的温室气体。以下情景分析可验证这一推论。

为方便计算可以将本案例中分析年限减少为 15 年，进行不同交通量情景比较。小交通情景初始 AADT 为 10000 辆/day，中等交通量为 15500 辆/day，大交通量为 20000 辆/day，年增长率均为 3%。假设由于不同的路基设计，使用同样的路面结构能够满足各自设计年限荷载要求，IRI 衰减情况一致。在不同交通量情境下，判断使用两种路面养护策略的优劣。

CI 比较结果如图 5.6.3 所示, 结合表 5.6.2 交通量情景比较指标, 在路面性能衰减不严重时, 随着交通量变大, 通过表中数据可以看出, 时间触发策略优势逐渐增加, 特别是在 AADT 为 15500 辆/天和 20000 辆/天时, 能得到显著性结论。因此, 在中等交通量和大交通量情景中, 使用时间触发养护策略相较于 IRI 触发养护策略有极大概率产生的碳排放更少。

随着交通量增长, 相比时间触发养护策略, 以 1.34 作为 IRI 限值的 IRI 养护维修策略中优良路面性能产生的环境效益增长速度不及频繁养护造成交通干扰额外碳排放增加速度, 有约 67%-75%的概率 IRI 维修养护策略在使用阶段产生的环境效益, 会被频繁养护维修使用的材料、机械以及交通干扰产生的碳排放抵消。

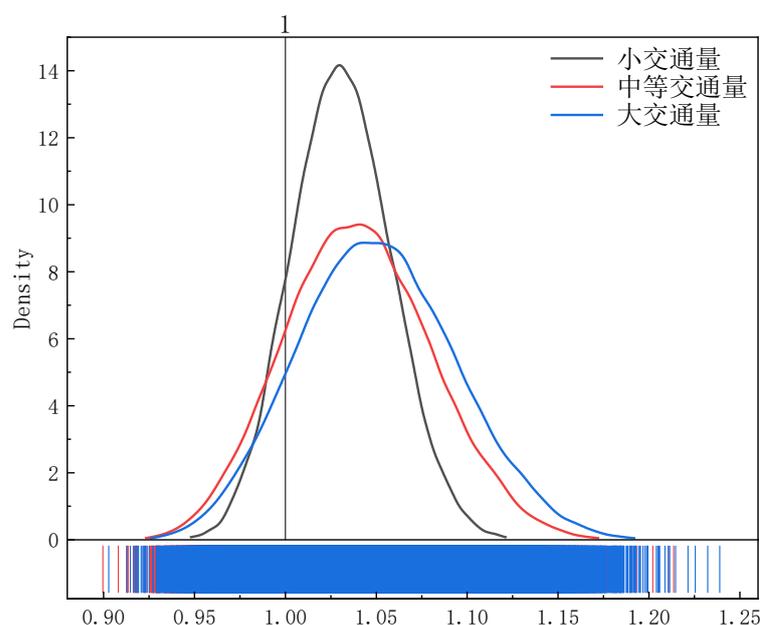


图 5.6.3 交通量情景分析不同养护策略 CI 分布

表 5.6.2 交通量情景比较指标

比较指标	小交通量		中等交通量		大交通量	
	时间触发策略优势概率%	IRI 触发策略优势概率%	时间触发策略优势概率%	IRI 触发策略优势概率%	时间触发策略优势概率%	IRI 触发策略优势概率%
	K_1/CI	87	13	84	16	88
K_2	67	33	71	29	75	25
K_3	75	25	79	21	83	17

5.7 生命终止阶段不确定性分析

生命终止阶段（EOL）包含路面拆除以及废料运输，仅考虑活动水平与碳排放因子数据质量不确定性，经过 MCS 得到 EOL 排放分布如图 5.7.1 所示。分析排放量与不确定性贡献如图 5.7.2 所示，可知 EOL 阶段运输过程是关键因素，因其贡献了绝大多数排放和不确定性。

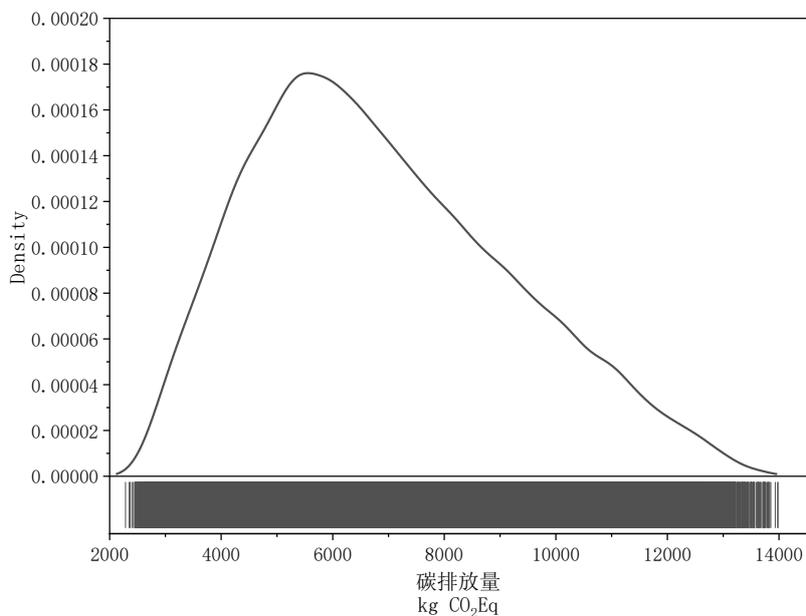


图 5.7.1 EOL 排放分布

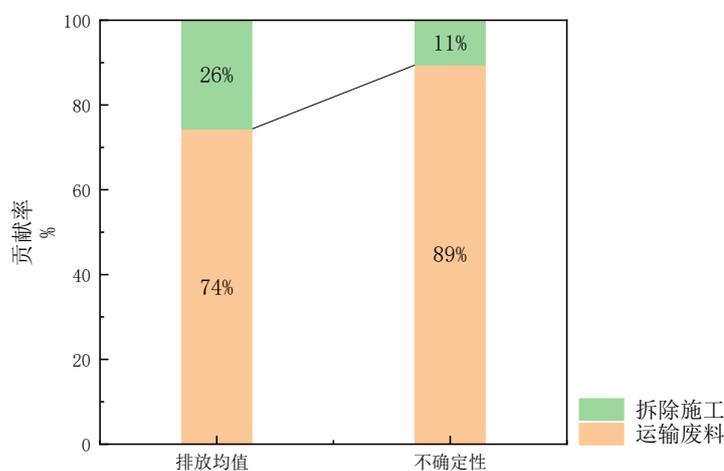


图 5.7.2 EOL 排放与不确定性贡献

5.8 生命周期不确定性分析

从路面 LCA 阶段层面分析排放不确定性，图 5.8.1 (a) 为材料物化阶段、路面建设阶段、使用阶段、维修养护阶段以及终止阶段温室气体排放贡献，图 5.8.1 (b) 为不确定性贡献。使用阶段和维修养护贡献了最多的碳排放量，约为 90%，同时考虑到时间效

应，它们相应地贡献了 94%左右的不确定性。因此，使用阶段和维修养护阶段是路面生命周期碳排放计算的关键阶段。更进一步分析，从具体过程角度探讨排放和不确定性来源，如图 5.8.2 所示，发现材料物化过程是仅次于使用过程的碳排放来源，对生命周期碳排放贡献达 25%左右，交通干扰产生的额外碳排放超过了生命周期内所有施工机械。再结合图 5.8.1 (b) 不确定性贡献图，可知使用过程、交通干扰过程以及材料物化过程是计算碳排放的关键过程。图 5.8.3 展示了各组成的变异系数，观察可知，按阶段分析，使用阶段和维修养护阶段 CV 较小，最大的是 EOL，其次是施工阶段；按过程分析，运输过程以及施工过程材料物化阶段数据不确定性小于施工建设阶段。尽管维修养护和使用阶段贡献了路面 LCA 中绝大多数的不确定性，但这两个阶段各自 CV 却不大。

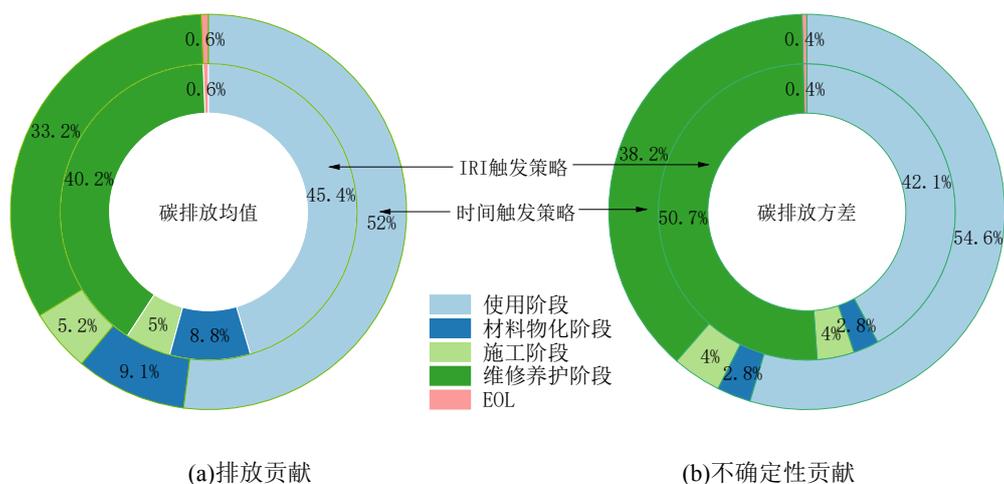


图 5.8.1 阶段排放与不确定性贡献

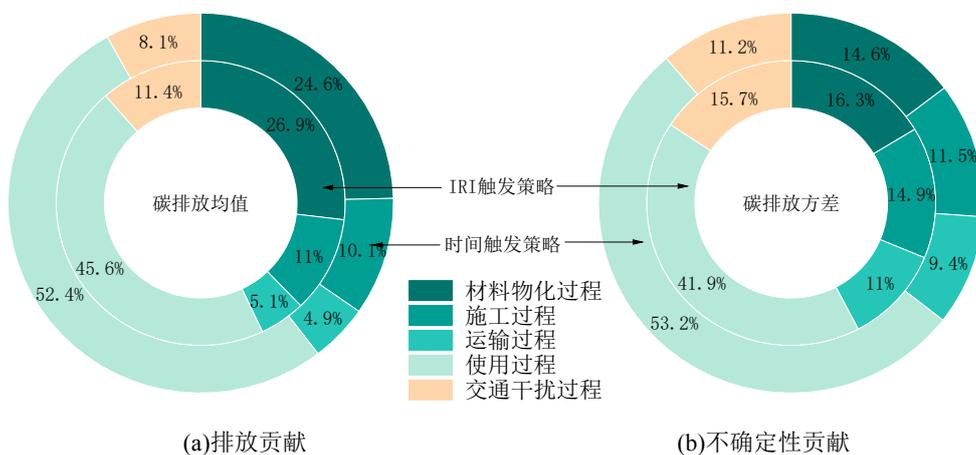


图 5.8.2 过程排放与不确定性贡献

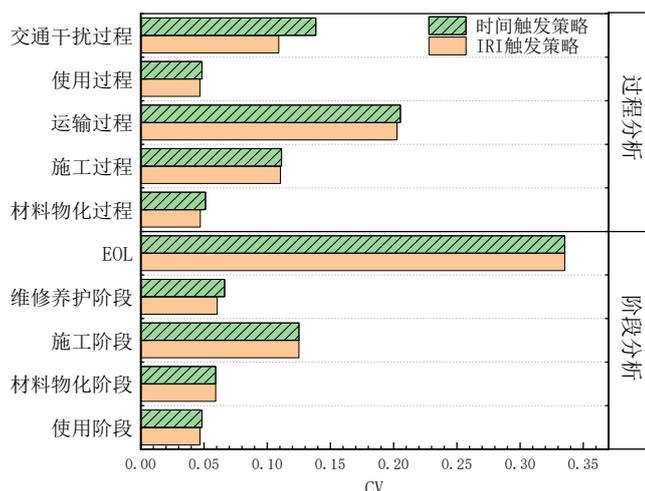


图 5.8.3 路面 LCA 变异系数

路面生命周期排放经 MC 抽样数据统计得到如图 5.8.4 所示，其统计矩在表 5.8.1 中列出。可知采用 IRI 触发养护策略的路面生命周期内碳排放均值 1.535×10^6 kg CO₂Eq，时间触发策略对应的排放均值为 1.496×10^6 kg CO₂Eq。如果直接使用均值作为排放量，不指出标准差、均值置信区间等数据，显然不能全面描述排放情况，这样的结果是不可靠的，应结合表 5.8.1 列出的统计矩描述碳排放情况。

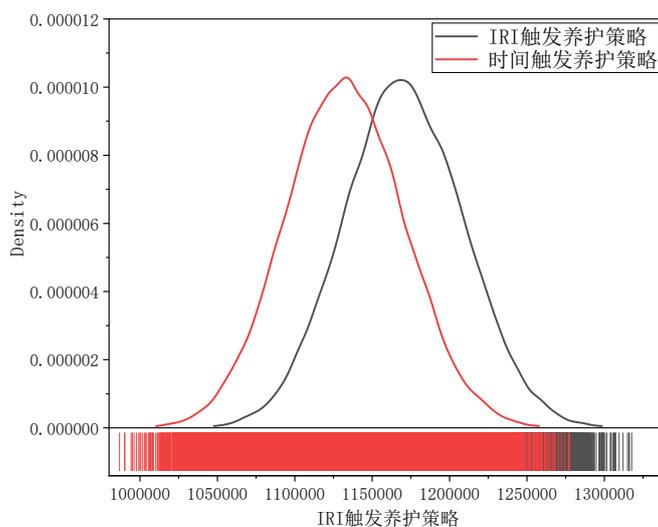


图 5.8.4 路面生命周期温室气体排放分布

表 5.8.1 路面生命周期温室气体排放统计矩

数据	均值	标准差	均值 SE	均值 95% 置信区间的下限	均值 95% 置信区间的上限	方差	CV	几何均值	GSD
单位	kg CO ₂ Eq	(kg CO ₂ Eq) ²	-	kg CO ₂ Eq	-				
IRI 触发	1.164×10^6	3.838×10^4	171.620	1.164×10^6	1.165×10^6	1.473×10^6	0.033	1.164×10^6	1.034

时间	1.132×	3.838×		1.132×	1.133×	1.463×		1.132×	
触发	10 ⁶	10 ⁴	171.023	10 ⁶	10 ⁶	10 ⁶	0.034	10 ⁶	1.034

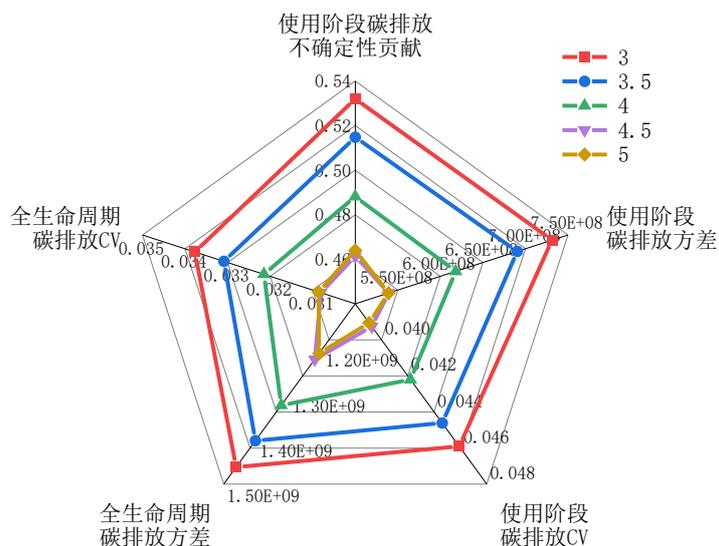
5.9 案例分析结果讨论

(1) 进行路面 LCA 温室气体排放计算时,可以参考案例分析结论中提及的关键因素,谨慎对待这些环节的数据计算和处理,尽可能采用高质量背景数据或是实测数据,力求提高它们的数据质量,减少模型相关的不确定性。

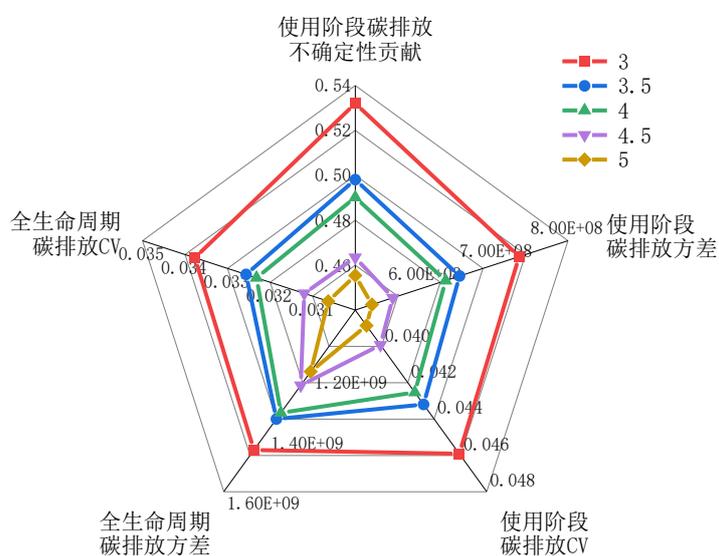
以生命周期关键影响因素使用阶段排放为例,分别提高活动水平、碳排放因子数据质量以及同时提高两者数据质量,对使用阶段和生命周期碳排放计算结果的影响如图 5.9.1 所示。

碳排放因子基准为 5.2.1 中数据,活动水平则以 5.6.1 中数据为基准,采用综合 DQI 作为数据质量评价指标。数据取值不变,通过增加综合 DQI 模拟数据质量提高的情景(具体分析年限内 DQI 变化见附录),观察 DQI 每增加 0.5 结果造成的影响。单独提升碳排放因子和活动水平数据质量对改善最终碳排放结果的效果相近,具体来说,综合 DQI 每提升 0.5,使用阶段碳排放结果不确定性贡献,分别减少 3.2%和 3.6%;使用阶段碳排放方差分别减少 3.4%和 7.0%;使用阶段排放结果 CV 分别降低 3.7%和 3.8%;生命周期碳排放结果方差分别降低 4.0%和 4.4%;生命周期碳排放结果 CV 分别减少 2.2%和 2.3%。当使用阶段碳排放因子和活动水平数据质量均提升时,改善计算结果效果更加显著,初始综合 DQI 每提高 0.5,不确定性贡献降低 8.0%;使用阶段碳排放结果方差减少 13.3%;使用阶段排放结果 CV 减少 8.2%;生命周期排放结果方差减少 9.14%;生命周期排放结果 CV 减少 4.4%。

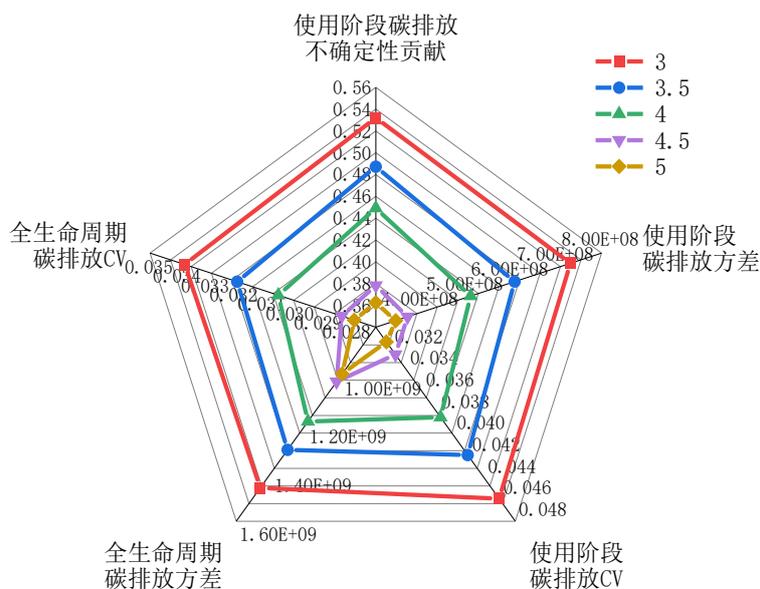
可见,提升关键影响因素数据质量能够有效减少碳排放计算结果中不确定性,其中整体质量提升产生的积极效果更加显著。但是如果条件有限,无法实现整体质量提升,单独提高数据质量或是活动水平数据质量,其产生的积极作用也不可忽视。



(a) 使用阶段碳排放因子数据质量提高影响



(b) 使用阶段活动水平数据质量提高影响



(c) 使用阶段整体数据质量提高影响

图 5.9.1 使用阶段数据质量改善影响

(2) 综合材料物化阶段以及维修养护材料物化单元，材料物化和运输产生的温室气体排放不容小觑，因此可以尝试使用回收材料或是其他更加环保的新材料，降低温室气体排放。

(3) 在施工建设阶段，使用温拌或是冷拌方式拌合沥青混合料，是施工阶段或是混合料拌合单元过程的潜在减排措施。

(4) 交通量大时，需要合理组织维修养护施工，尽量缩短施工时间、减少影响范围，尽量减少交通干扰。

(4) 根据路面性能开展养护的策略通常是更加合理的，但是本案例以路面粗糙度为判断养护的单一指标，以 1.34m/km 为限值，最终路面生命周期排放反而不及时间触发策略。可以推测，可能单一的 IRI 作为指标不够合理，且 1.34m/km 的限值过于苛刻，从案例中碳排放角度来说，这么设置显得比较“浪费”。因此可以进一步开展关于路面性能指标设置研究，找到更科学的指标和限值。

5.10 不确定性评价工具

5.10.1 软件简介

根据本文提出的不确定性评价体系，设计了一款辅助评价沥青路面碳排放结果中不确定性的软件“GWP 结果不确定性分析软件”（软件著作权号 2022SR0266162）。能够考虑碳排放因子数据质量不确定性，对活动水平则提供两种不确定性分析模式，分别是数据质量造成的不确定性和模型参数导致的不确定性。且支持自定义多个同类别排放因子进行加权，也支持修改活动水平模型（线性模型）和模拟次数，能够满足实际操作中多种需求，可以大大提高不确定性分析效率。

软件基于 Python 3.8，使用 Visual Studio Code 编写。

5.10.2 使用实例

以分析混合料拌合消耗电力产生碳排放结果不确定性分析为例，使用混合料拌合电力消耗回归模型计算活动水平。

(1) 输入碳排放因子

碳排放因子输入分为两阶段，可以将“阶段一”理解成上游阶段，相应地“阶段二”为使用或是燃烧阶段。添加数据点击“+”，删除数据点击“-”。依照数据质量谱系矩阵，从五个维度分别打分。可以输入位于最高质量区间的多组碳排放因子数据，软件利用 IAHP 赋予权重。

实例中，电力有两个处于同一质量区间的上游阶段碳排放因子，但是无使用阶段碳排放因子，因此阶段二中碳排放因子的值输入“0”，对应的五个维度的评分可以随意输入，满足在[1,5]区间内的整数即可，此项输入对结果无影响。操作见图 5.10.1 和图 5.10.2 中①所示。

(2) 选择活动水平不确定性分析模式

软件提供两种分析模式，分别是活动水平中数据质量不确定性分析和模型参数不确定性分析。点击相应标签即可选择分析模式，详细参考图 5.10.1 和图 5.10.2 中②。

(3) 输入活动水平

由于软件限制，仅支持线性活动水平模型。

1) 模式一：数据质量不确定性

点击“+”，分别在上下表格中输入对应的系数和活动水平，上方的表格中“a”为常数项。下方表格中每个活动水平都需确定 5 个 DQI 指标。不需要的项可以点击“-”清除输入。如果活动水平为单一数值，不需要使用模型，则应该在“a”处输入 0，点击“+”添加一组输入，“b”输入 1，“活动水平 1”输入数据和相应的 DQI。

实例中，拌合时间为 200min，沥青温度为 170℃，输入相关 DQI 和对应系数。细节参见图 5.10.1 中③。

2) 模式二：模型参数不确定性

点击“+”，分别在上下表格中输入对应的活动水平和系数，下方表格中“a”为常数项。系数默认服从正态分布，依据贝叶斯推论和切片抽样得到系数分布信息填写均值和标准差。实例输入见图 5.10.2 中③。

(4) 输入模拟次数并计算

输入蒙特卡洛模拟次数，点击“计算”获得输出结果。实例采用 50000 次模拟，图 5.10.1 与图 5.10.2 中④展示以上过程。

(5) 输出

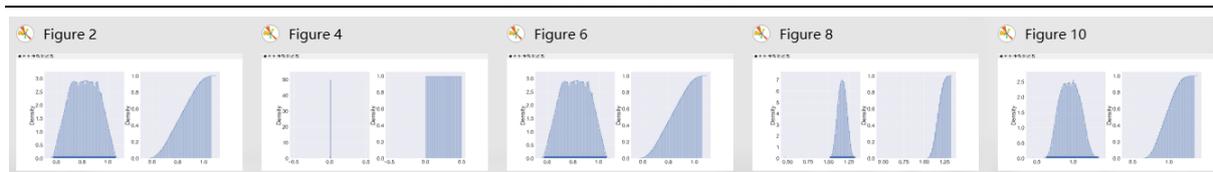
软件右侧文本框内依次显示各组抽样数据统计矩，分别是“阶段一碳排放因子”、“阶段二碳排放因子”、“综合碳排放因子”、“活动水平”和“碳排放量”，具体参见图 5.10.1 和图 5.10.2 中⑤。PDF 图和 CDF 图也依次生成，见图 5.10.3。



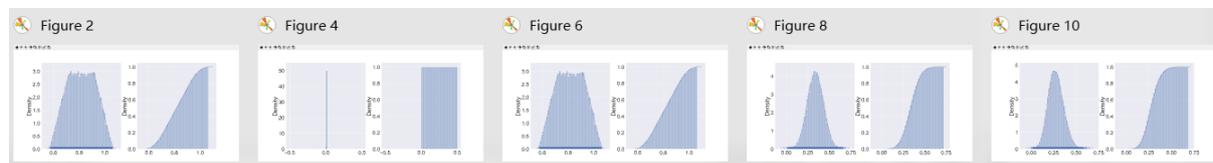
图 5.10.1 软件分析碳排放数据质量-数据质量不确定性示意图



图 5.10.2 软件分析碳排放数据质量-模型系数不确定性示意图



(a) 碳排放数据质量-数据质量不确定性分析



(b) 碳排放因子数据质量-模型系数不确定性分析

图 5.10.3 软件输出 PDF、CDF 图像

5.11 本章小结

本章对一个具体 LCA 案例开展不确定性评价，贯穿始终的不确定性评估对象为活动水平和碳排放因子的参数质量，对拌合过程和摊铺过程能源消耗回归模型实施模型参数不确定性分析和模型形式不确定性分析，部分机械设备模型选择不确定性采用多情景分析。案例中还开展了比较 LCA 不确定性分析，评估 IRI 触发养护策略和时间触发养护策略产生的温室气体排放区别，还针对不同交通量情景，进行多情景分析。

以下为案例分析结论总结：

(1) 在路面生命周期中使用阶段和维修养护阶段产生了绝大多数温室气体，约 90% 的温室气体来自这两个阶段，其中使用阶段机动车因 IRI 增加，导致的额外碳排放占生命周期排放 50% 以上。同时二者也贡献了约 95% 的不确定性，因此这两个阶段是影响温室气体排放数据质量的关键因素。这其中的关键过程除了使用过程，还包括材料物化过程以及交通干扰过程。具体某个数据无法全面描述排放情况，应该结合统计矩。

(2) 材料物化阶段的关键影响因素是生石灰、SBS 改性沥青、集料与基质沥青产生。其中 SBS 改性沥青贡献了 51% 的不确定性。由于 SBS 改性沥青数据质量不佳，因此如能收集到高质量的碳排放因子数据可以显著改善此阶段碳排放结果不确定性。

(3) 对于路面建设阶段而言，混合料拌合过程是关键影响因素。其中，只考虑数据质量时，拌合过程碳排放因子对碳排放结果不确定性贡献大于活动水平。分析活动水平模型不确定性后发现，模型形式造成的不确定性最为突出，模型系数不确定对结果的影响大于数据质量。

根据模型选择不确定性研究结果，推荐使用模型 1，从而能够减少计算结果不确定性。

(4) 维修养护阶段需要考虑时间效应，随着时间推移，现有的数据很难用于描述未来的情况，因此结果不确定性与日俱增。当交通量小时，主要排放源是维修养护材料，当交通量逐渐增大时，施工干扰交通过程排放贡献最高可达 76%，不确定性贡献也随之

增长, 在分析年限内, 此过程不确定贡献最高达 70%。由于交通干扰数据质量有很大提升空间, 所以可以通过提升这部分数据质量显著改善此阶段数据不确定性。

(5) 考虑不同维修养护策略情景下生命温室气体排放情况, 使用 CI 和优势概率评价两种策略优劣, 本案例中时间触发养护策略相较 IRI 触发策略优势概率为 75%。依据情景比较不确定性分析结果可知, 案例中因优良路面性能带来的环境效益有 67%-75% 概率会被频繁养护施工产生的碳排放抵消, 因此, 随着交通从增大 (AADT 从 10000 辆/d 到 20000 辆/d), IRI 养护策略始终不占优势。

根据案例分析结果提出路面低碳化建议。谨慎对待各关键阶段、关键环节和关键影响因素, 力求提高数据质量或者减少模型带入不确定性; 可以使用回收材料或是其他环保材料减少材料物化单元过程产生的温室气体; 考虑到施工阶段拌合设备贡献了最多排放, 推测使用温拌或是冷拌是减排的潜在有效措施; 当交通量大时, 应合理制定施工方案, 从时间和空间上减少交通干扰。

最后开发不确定性评价工具用以提高分析效率, 并给出应用实例。

第六章 结论与展望

6.1 主要工作与结论

本文主要工作包括构建沥青路面生命周期温室气体量化计算框架，依据文献调研和计算框架特点，总结了计算过程中不确定性来源和量化处理方法，并依此提出了道路生命周期碳排放计算不确定性评价体系。再结合具体案例开展路面生命周期碳排放计算和不确定性分析。为了提高不确定性分析效率，结合不确定性分析框架，设计了一款能分析数据质量和模型系数不确定性的软件。研究成果如下：

(1) 将活动水平和碳排放因子的不确定性分为参数、模型和情景选择不确定性，结合定性、半定量和定量分析方法，制定不确定性分析体系。参数不确定性采用 Beta 分布表征；模型参数不确定性采用贝叶斯推论和切片抽样处理；模型形式不确定性通过 Hermite 正交多项式校正前后模型的差异表征；多情景分析则用于评价情景、模型选择造成的区别。使用 MCS 传递不确定性。配合使用敏感性分析，捕捉影响结果和不确定性关键因素。

(2) 开展案例分析，案例以当量二氧化碳排放为环境评价指标，量化 1km 长的沥青路面生命周期碳排放并对结果进行不确定性分析，还采用了比较指标分析两种养护维修策略优劣。通过案例分析得到的结论如下：

1) 通过案例不确定性分析发现，模型形式不确定性对结果造成的影响大于模型系数不确定性以及数据质量不确定性，数据质量造成的不确定性最小；

2) 模型选择极易造成结果悬殊，本文推荐使用不确定性更小模型 1；

3) 根据案例分析结果，捕捉影响路面生命周期的关键阶段以及过程，进一步分析了影响各个阶段的关键因素，其中关键阶段为使用阶段和维修养护阶段，关键过程包含：使用过程、材料物化过程以及交通干扰过程；

4) 本案例中，在比较 IRI 触发和时间触发维修养护策略后发现，时间触发养护策略的优势概率达到 75%。经情景比较不确定性分析，相比时间触发策略，IRI 触发养护维修策略中优良路面性能产生的环境效益，有约 67%-75% 概率会被频繁维修养护使用的材料和机械，以及交通干扰额外产生的碳排放量抵消。

(3) 基于本文研究，提出五点道路生命周期评价研究的建议：对于不确定性分析结果得到的关键影响因素或是过程，为了改善碳排放结果中不确定性，应尽量提高所用数据的质量，选用切合实际且回归效果好的模型，慎重选择模型形式；使用回收材料或是其他环保材料以减少碳排放；使用冷拌或是温拌方式拌合混合料，以减少施工阶段碳排放；合理制定维修养护方案，减少维修养护施工对交通干扰；判断维修养护时机时，选用更加合理的路面性能指标和限值，就本案例而言，设定 IRI 限值为 1.34m/km 过于严苛，可以适当降低标准。

6.2 创新性

本文提出道路生命周期碳排放计算不确定性评价框架，结合定性、半定量和定量方法，综合考虑了参数、模型以及情景不确定性，并根据评价框架设计了能够辅助碳排放量不确定性评价的软件。

6.3 存在问题与展望

在本文研究的基础上，后续可从如下方面开展进一步研究：

(1) 文中 LCA 分析功能单元仅为路面结构，后续可将路基构造一起考虑。根据案例分析结果，材料物化环节和施工环节在各阶段产生的排放和不确定性贡献都不可忽视，将路面和路基作为功能单位，将进一步提升评价结果的系统性、全面性和可靠性。

(2) 使用谱系矩阵区分数据质量，在某些情形中会失效，例如 2 个数据的综合 DQI 评分分别是 1.8 和 3.8，而用这两个数据表示 20 年后的情况时，DQI 均为 1.8，无法分辨二者的数据质量优劣，即便对于 20 年后的情况，这样两个数据的质量均不理想，但是在无法预测未来，且缺少数据的情况下，必须采用现有数据计算，如果盲目使用这两个评分处于同级的数据计算，可能导致结果出现偏差。本文使用逐级剔除法，即现阶段 DQI 为 1.8 的数据，就因为数据质量较差而剔除，不再参与未来的数据质量评价，仅留下 DQI 较高的数据。此解决方法较为粗糙，存在改进空间。而对于剩下的数据，20 年后 DQI 为 1.8，30 年后同样为 1.8，对应 Beta 分布的区间依旧为 40%，因数据质量产生的不确定性就没有了没有区分。所以，将来可以针对谱系矩阵评价数据质量的局限开展研究。

(3) 不同养护策略比较研究中，可以结合更多情景分析，例如路面性能衰减严重的情景、不同 IRI 触发界限值情景、不同施工时间的情景。基于情景分析才能了解两种养护策略各自的优劣和适用场合。

参考文献

- [1] Curran M A. Life cycle assessment handbook: a guide for environmentally sustainable products[M].Massachusetts and New Jersey: Scrivener Publishing LLC and John Wiley & Sons, Inc,2012.
- [2] International Organization for Standardization.ISO 14040 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework[S]. 2006.
- [3] International Organization for Standardization.ISO 14044 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines[S]. 2006.
- [4] 交通运输部 .2021 年交通运输行业发展统计公报 [EB/OL].https://xxgk.mot.gov.cn/2020/jigou/zhghs/202205/t20220524_3656659.html.
- [5] 陆化普, 冯海霞.交通领域实现碳中和的分析与思考[J].可持续发展经济导刊,2022 (1): 5.
- [6] Santero N J, Masanet E, Horvath A.Life-cycle assessment of pavements. Part I: Critical review[J].Resources, Conservation and Recycling,2011, 55 (9-10): 801-809.
- [7] 朱立红. 产品生命周期评价中清单的不确定性分析[D].[硕士学位论文].合肥: 合肥工业大学,2012.
- [8] Reinout Heijungs M a J H. A review of approaches to treat uncertainty in LCA[R].2004.
- [9] 莫华, 张天柱.生命周期清单分析的数据质量评价[J].环境科学研究,2003, 5: 55-58.
- [10] Heijungs R, Kleijn R.Numerical approaches towards life cycle interpretation five examples[J].The International Journal of Life Cycle Assessment,2001, 6 (3).
- [11] Bevington P R, Robinson D K, Blair J M, et al.Data Reduction and Error Analysis for the Physical Sciences[J].Computers in Physics,1993, 7 (4).
- [12] Tim Bedford R C. Probabilistic risk analysis: foundations and methods[M]. Cambridge University Press,2001.
- [13] Santero N J. Pavements and the Environment : A Life-Cycle Assessment Approach[D].[Doctoral dissertation].Department of Civil and Environmental Engineering,Berkeley: University of California,2009.
- [14] Yu B, Liu Q, Gu X.Data quality and uncertainty assessment methodology for pavement LCA[J].International Journal of Pavement Engineering,2016, 19 (6): 519-525.
- [15] Yu B, Wang S, Gu X.Estimation and uncertainty analysis of energy consumption and CO 2 emission of asphalt pavement maintenance[J].Journal of Cleaner Production,2018, 189: 326-333.
- [16] Noshadravan A, Wildnauer M, Gregory J, et al.Comparative pavement life cycle assessment with parameter uncertainty[J].Transportation Research Part D: Transport and Environment,2013, 25: 131-138.
- [17] Huang Y, Spray A, Parry T.Sensitivity analysis of methodological choices in road pavement LCA[J].The International Journal of Life Cycle Assessment,2012, 18 (1): 93-101.
- [18] Guimarães G D, Saade M R M, Zara O O C, et al.Scenario uncertainties assessment within whole building LCA[J].IOP conference series. Earth and environmental science,2019, 323 (1): 12059.

- [19] Yu B, Wang S, Gu X, et al. Environmental burden evaluation of hot in-place recycling of asphalt pavement based on discrete event simulation[J]. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 2018, 65: 151-160.
- [20] Trupia L, Parry T, Neves L C, et al. Rolling resistance contribution to a road pavement life cycle carbon footprint analysis[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2017, 22 (6): 972-985.
- [21] Akbari H, Damon Matthews H, Seto D. The long-term effect of increasing the albedo of urban areas[J]. *Environmental Research Letters*, 2012, 7 (2): 024004.
- [22] Muñoz I, Campra P, Fernández-Alba A R. Including CO₂-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2010, 15 (7): 672-681.
- [23] Yu B, Lu Q. Estimation of albedo effect in pavement life cycle assessment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2014, 64: 306-309.
- [24] Lo S, Ma H, Lo S. Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method[J]. *Science of The Total Environment*, 2005, 340 (1-3): 23-33.
- [25] Paulo S. Treating Input Data Uncertainty in LCA: Monte Carlo and Fuzzy Approaches[C], 2013.
- [26] Weidema B P, Wesnæs M S. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators[J]. *Journal of cleaner production*, 1996, 4 (3): 167-174.
- [27] Canter K G, Kennedy D J, Montgomery D C, et al. Screening stochastic Life Cycle assessment inventory models[J]. *The international journal of life cycle assessment*, 2002, 7 (1): 18-26.
- [28] 黄娜, 王洪涛, 范辞冬等. 基于不确定度和敏感度分析的 LCA 数据质量评估与控制方法[J]. *环境科学学报*, 2012, 32: 1529-1536.
- [29] Dai T, Fleischer A S, Lee R, et al. Life cycle inventory regionalization and uncertainty characterization: A multilevel modeling approach[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 242: 118459.
- [30] 郭焱, 刘红超, 郭彬. 产品生命周期评价关键问题研究评述[J]. *计算机集成制造系统*, 2014, 20: 5.
- [31] Lopes Silva D A, Nunes A O, Piekarski C M, et al. Why using different Life Cycle Assessment software tools can generate different results for the same product system? A cause-effect analysis of the problem[J]. *Sustainable Production and Consumption*, 2019, 20: 304-315.
- [32] Ziyadi M, Al-Qadi I L. Model uncertainty analysis using data analytics for life-cycle assessment (LCA) applications[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2019, 24 (5): 945-959.
- [33] U.S. Environmental Protection Agency. Median life, annual activity, and load factor values for nonroad[R]. 2004.
- [34] SME Mining Reference Handbook[M]. 2009: 215.
- [35] 李頔. 基于 LCA 的城市道路养护工程施工活动及交通影响碳排放研究[D]. [硕士学位论文]. 西安: 长安大学, 2019.
- [36] 韩雨. 路面生命周期能耗与污染物排放模型与计算方法研究

- [D].[硕士学位论文].北京: 北京交通大学,2013.
- [37] 刘斌. 高速公路对汽车油耗及大气环境的影响分析[D].[硕士学位论文].哈尔滨: 哈尔滨工业大学,2008.
- [38] Zhang H, Lepech M D, Keoleian G A, et al.Dynamic Life-Cycle Modeling of Pavement Overlay Systems: Capturing the Impacts of Users, Construction, and Roadway Deterioration[J].Journal of Infrastructure Systems,2010, 16 (4): 299-309.
- [39] Chen X, Shan X, Ye J, et al.Evaluating the Effects of Traffic Congestion and Passenger Load on Feeder Bus Fuel and Emissions Compared with Passenger Car[J].Transportation Research Procedia,2017, 25: 616-626.
- [40] Chong D, Wang Y.Impacts of flexible pavement design and management decisions on life cycle energy consumption and carbon footprint[J].The International Journal of Life Cycle Assessment,2016, 22 (6): 952-971.
- [41] Chen F, Zhu H, Yu B, et al.Environmental burdens of regular and long-term pavement designs: a life cycle view[J].International Journal of Pavement Engineering,2015, 17 (4): 300-313.
- [42] Inyim P, Pereyra J, Bienvenu M, et al.Environmental assessment of pavement infrastructure: A systematic review[J].J Environ Manage,2016, 176: 128-38.
- [43] Yu B, Sun Y, Tian X.Capturing time effect of pavement carbon footprint estimation in the life cycle[J].Journal of Cleaner Production,2018, 171: 877-883.
- [44] European Bitumen Association. THE EUROBITUME LIFE-CYCLE INVENTORY FOR BITUMEN[R]. Brussels, Belgium,2020.
- [45] Lloyd S M, Ries R.Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life - Cycle Assessment: A Survey of Quantitative Approaches[J].Journal of industrial ecology,2007, 11 (1): 161-179.
- [46] Williams E D, Weber C L, Hawkins T R.Hybrid Framework for Managing Uncertainty in Life Cycle Inventories[J].Journal of Industrial Ecology,2009, 13 (6): 928-944.
- [47] Producers I a O O G. Environmental performance in the Exploration & Production industry[R].2009.
- [48] U.S. Environmental Protection Agency. Analysis of Commercial Marine Vessels, Emissions and Fuel Consumption Data[R].2000.
- [49] May J R, Brennan D J.Application of data quality assessment methods to an LCA of electricity generation[J].The International Journal of Life Cycle Assessment,2003, 8 (4).
- [50] Sabará M A.Uncertainties in Life Cycle Inventories: Monte Carlo and Fuzzy Sets Treatments[J],2020.
- [51] Isukapalli S P G G. Computational methods for sensitivity and uncertainty analysis for environmental and biological models.[R]. Environmental Protection Agency,2001.
- [52] Kim Y-J.Monte Carlo vs. Fuzzy Monte Carlo Simulation for Uncertainty and Global Sensitivity Analysis[J].Sustainability,2017, 9 (4).
- [53] Millett Granger Morgan M H, Mitchell Small. Uncertainty: a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis[M]. Cambridge university press,1990.
- [54] Macleod M, Fraser A J, Mackay D.Evaluating and expressing the propagation of uncertainty in chemical fate and bioaccumulation models[J].Environmental Toxicology and Chemistry,2002, 21 (4): 700-709.

- [55] Heijungs R, Lenzen M. Error propagation methods for LCA—a comparison[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2014, 19 (7): 1445-1461.
- [56] Palmer M. Propagation of Uncertainty through Mathematical Operations[R]. Massachusetts Institute of Technology Massachusetts Institute of Technology.
- [57] Chib S. Handbook of Econometrics[M]. 2001.
- [58] Ribal J, Ramírez-Sanz C, Estruch V, et al. Organic versus conventional citrus. Impact assessment and variability analysis in the Comunitat Valenciana (Spain)[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2016, 22 (4): 571-586.
- [59] Kim D, Thoma G, Nutter D, et al. Life cycle assessment of cheese and whey production in the USA[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013, 18 (5): 1019-1035.
- [60] Geisler G, Hellweg S, Hungerbühler K. Uncertainty Analysis in Life Cycle Assessment (LCA): Case Study on Plant-Protection Products and Implications for Decision Making (9 pp + 3 pp)[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2004, 10 (3): 184-192.
- [61] Wei W, Larrey-Lassalle P, Faure T, et al. Using the Reliability Theory for Assessing the Decision Confidence Probability for Comparative Life Cycle Assessments[J]. *Environ Sci Technol*, 2016, 50 (5): 2272-80.
- [62] Heijungs R. Selecting the best product alternative in a sea of uncertainty[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2021, 26 (3): 616-632.
- [63] Kennedy D J, Montgomery D C, Quay B H. Data quality[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1996, 1 (4): 199-207.
- [64] He Y, Xiu D. Numerical strategy for model correction using physical constraints[J]. *Journal of Computational Physics*, 2016, 313: 617-634.
- [65] Xiu D, Karniadakis G E. Modeling uncertainty in flow simulations via generalized polynomial chaos[J]. *Journal of Computational Physics*, 2003, 187 (1): 137-167.
- [66] 周岚. 高速公路沥青路面使用性能评价及预测研究[D]. [博士学位论文]. 南京: 东南大学, 2015.
- [67] Forster P V R P, Haywood J, Lean J, et al. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing[R]. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007.
- [68] Myhre G, Shindell D, Bréon F-M, et al. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing[R]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 2013.
- [69] 郝千婷, 黄明祥, 包刚等. 碳排放核算方法概述与比较研究[J]. *中国环境管理*, 2011 (04): 51-55.
- [70] Ecoinvent v3.8[DB/OL]. <https://ecoinvent.org/.2022-04>.
- [71] 王婧, 张旭, Xu Z. 基于生命周期的能源上游清单分析模型改进[J]. *同济大学学报(自然科学版)*, 2009, 37 (04): 520-524.
- [72] 国家市场监督管理总局, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 2589-2020 综合能耗计算通则[S]. 2020.
- [73] Chatti K, Zaabar I. Estimating the effects of pavement condition on vehicle operating costs[R]. 2012.

- [74] Intergovernmental Panel on Climate Change.Emission Factor Database[DB/OL].<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/main.php>.2022-03.
- [75] European Environment A. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019[R].2019.
- [76] 邹晶晶. 沥青混合料生产环境负荷数据库及绿色发展评价体系研究[D].[硕士学位论文].哈尔滨: 哈尔滨工业大学,2020.
- [77] 宋然平, 朱晶晶, 侯萍等. 准确核算每一吨排放: 企业外购电力温室气体排放因子解析[R]. 世界资源研究所,2013.
- [78] European Bitumen Association. THE EUROBITUME LIFE-CYCLE INVENTORY FOR BITUMEN[R]. Brussels, Belgium,2012.
- [79] 高放. 基于 LCA 的沥青路面建设期能耗和排放量化分析研究[D].[硕士学位论文].重庆: 重庆交通大学,2016.
- [80] Stripple H. Life Cycle Assessment of Road A Pilot Study for Inventory Analysis[R]. Gothenburg, Sweden,2001.
- [81] 杨博. 沥青路面节能减排量化分析方法及评价体系研究[D].[博士学位论文].西安: 长安大学,2012.
- [82] 宋静静. 不同拌和类型沥青混合料能耗排放研究[D].[硕士学位论文].西安: 长安大学,2015.
- [83] 沈艺奇. 高速公路维修改造工程能耗及排放评价模型及方法[D].[硕士学位论文].合肥: 合肥工业大学,2017.
- [84] 孟良. 基于 LCA 的黑龙江省沥青路面能耗与排放评估[D].[硕士学位论文].哈尔滨: 东北林业大学,2018.
- [85] 蔺瑞玉. 沥青路面建设过程温室气体排放评价体系研究[D].[博士学位论文].西安: 长安大学,2014.
- [86] 潘美萍. 基于 LCA 的高速公路能耗与碳排放计算方法研究及应用[D].[硕士学位论文].广州: 华南理工大学,2011.
- [87] 龚志起. 建筑材料生命周期中物化环境状况的定量评价研究[D].[硕士学位论文].北京: 清华大学,2004.
- [88] Pierre T D.The environmental road of the future: Analysis of energy consumption and greenhouse gas emissions[J],2008.
- [89] 孟祥晨. 沥青路面建设期能耗及碳排放量化研究[D].[硕士学位论文].北京: 北京交通大学,2020.
- [90] 罗智星. 建筑生命周期二氧化碳排放计算方法与减排策略研究[D].[博士学位论文].西安: 西安建筑科技大学,2016.
- [91] 新华日报 . 江苏全省机动车保有量超 2365 万辆 [EB/OL].http://www.zgjssw.gov.cn/yaowen/202201/t20220114_7385523.shtml.
- [92] Itoya E, El-Hamalawi A, S I.Development and implementation of a lifecycle carbon tool for highway maintenance[J].Journal of Transportation Engineering,2014.
- [93] 交通运输部公路科学研究院.JTG 5421-2018 公路沥青路面养护设计规范[S].2018.
- [94] 中华人民共和国交通运输部.JTG H30-2015 公路养护安全作业规程[S]. 2015.
- [95] Frey H C.Trends in onroad transportation energy and emissions[J].Journal of the Air & Waste Management Association,2018, 68 (6): 514-563.

[96] Assessment and Standards Division Office of Transportation and Air Quality. Overview of EPA's Motor Vehicle Emission Simulator (MOVES3)[R]. U.S. Environmental Protection Agency,2021.

[97] José Luis J-P. Understanding and quantifying motor vehicle emissions with vehicle specific power and TILDAS remote sensing[D].[Doctoral dissertation].Department of Mechanical Engineering,Cambridge: Massachusetts Institute of Technology,1999.

[98] 张少君. 中国典型城市机动车排放特征与控制策略研究[D].[博士学位论文].北京: 清华大学,2014.

附录

30 年分析期内使用阶段活动水平与碳排放因子综合 DQI 与取值（部分）。仅列出乘用车消耗汽油基准以及综合提升 2.0 的取值情况。

附表 1 乘用车使用阶段碳排放因子与活动水平综合 DQI 基准取值

基准		乘用车-汽油				
年份	DQI	排放因子			活动水平	
		上游 kg CO ₂ Eq/kg	DQI	燃烧 kg CO ₂ Eq/kg	DQI	油耗 kg
1	3.8	0.586	3.2	3.251	3	6930.693
	3.6	0.62				
	3.6	0.704				
2	3.8	0.586	3.2	3.251	3	9914.742
	3.6	0.62				
	3.6	0.704				
3	3.5	0.586	3.2	3.251	3	11846.13
	3	0.62				
	3	0.704				
4	3.2	0.586	2.6	3.251	2.5	14305.23
	3	0.62				
	3	0.704				
5	3.2	0.586	2.6	3.251	2.5	16467.84
	3	0.62				
	3	0.704				
6	3.2	0.586	2.6	3.251	2.5	8480.938
	3	0.62				
	3	0.704				
7	3.2	0.586	2.6	3.251	2.5	11953.66
	3	0.62				
	3	0.704				
8	3	0.586	2.4	3.251	2	14680.01
9	3	0.586	2.4	3.251	2	17559.19
10	2.4	0.586	2	3.251	2	20095.52
11	2	0.586	2	3.251	2	10349.19
12	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	14923.53
13	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	18116.1
14	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	21486.8
15	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	25043.43
16	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	10797.79
17	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	15446.84
18	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	18455.89
19	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	21631.58

20	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	25656.36
21	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	13213.03
22	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	18623.41
23	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	22870.98
24	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	27356.65
25	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	31308.16
26	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	16123.7
27	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	23250.38
28	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	28224.3
29	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	33475.73
30	1.8	0.586	1.8	3.251	1.5	39016.84

附表 2 乘用车使用阶段碳排放因子与活动水平综合 DQI+2.0 取值

综合提升+2.0		乘用车-汽油				
年份	DQI	排放因子			活动水平	
		上游 kg CO ₂ Eq/kg	DQI	燃烧 kg CO ₂ Eq/kg	DQI	油耗 kg
1	5	0.586	5	3.251	5	6930.693
2	5	0.586	5	3.251	5	9914.742
3	4.8	0.586	5	3.251	5	11846.13
4	4.8	0.586	4.5	3.251	4.5	14305.23
5	4.2	0.586	4.5	3.251	4.5	16467.84
6	4.2	0.586	4.5	3.251	4.5	8480.938
7	4.2	0.586	4.5	3.251	4.5	11953.66
8	4	0.586	4	3.251	4	14680.01
9	4	0.586	4	3.251	4	17559.19
10	4	0.586	4	3.251	4	20095.52
11	3.5	0.586	4	3.251	4	10349.19
12	3.5	0.586	3.5	3.251	3.5	14923.53
13	3.5	0.586	3.5	3.251	3.5	18116.1
14	3.5	0.586	3.5	3.251	3.5	21486.8
15	3.5	0.586	3.5	3.251	3.5	25043.43
16	3	0.586	3	3.251	3	10797.79
17	3	0.586	3	3.251	3	15446.84
18	3	0.586	3	3.251	3	18455.89
19	3	0.586	3	3.251	3	21631.58
20	3	0.586	3	3.251	3	25656.36
21	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	13213.03
22	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	18623.41
23	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	22870.98
24	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	27356.65
25	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	31308.16
26	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	16123.7
27	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	23250.38

附录

28	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	28224.3
29	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	33475.73
30	2.8	0.586	2.5	3.251	2.5	39016.84

心於至善

