

中国可持续能源项目

大卫与露茜尔·派克德基金会
威廉与佛洛拉·休利特基金会
能 源 基 金 会
项目资助号：G-1806-28039

合 盟



中国大城市电动车发展的空气质量影响 评估：北京和深圳案例分析

Air quality impact from electric mobility development in
China's megacities: Case studies in Beijing and
Shenzhen

研究报告

清华大学

2020 年 4 月

感谢能源基金会中国可持续能源项目为本报告提供资金支持，同时也诚挚地感谢为本报告提出宝贵意见与建议的业内专家与同事。

报告作者

一、 项目负责人

吴 烨

二、 项目主要研究人员

清华大学

吴 烨 张少君 王书肖

邢 佳 梁馨予 王 慧

吴潇萌 温轶凡 杨道源

北京交通发展研究院

刘 莹 王聘玺

三、 报告执笔人

吴 烨 张少君 梁馨予

王 慧 吴潇萌

报告声明

本报告由能源基金会资助。报告内容不代表能源基金会观点。报告仅限于研究、个人学习或某个组织的内部传阅，不得翻印或者用于商业目的。如有不妥与谬误之处，敬请读者不吝批评和指正。

前 言

推进汽车电动化战略，降低车用化石能源消耗、减少来自交通领域的温室气体和大气污染物排放，是全球许多国家应对气候变化、降低能源消耗和治理空气污染的关键举措之一。近年来，得益于各国政府持续的政策支持、电动汽车（EV）技术提升和电池成本大幅下降等原因，全球 EV 保有量增速迅猛。目前，中国已成为全球最大的 EV 产销国，2018 年 EV 销量和保有量分别突破 100 和 200 万辆。

在国家政策的引导下，我国部分城市设定了更为积极的 EV 推广目标，制定和实施具有地方特点的 EV 推广政策，取得了超出全国平均水平的推广成果。在全球范围内，上海、北京、深圳、杭州、天津、广州等 13 个城市在 EV 保有量上处于领先地位，被世界清洁交通委员会（ICCT）评为 2019 年的“世界电动汽车之都”。其中，北京和深圳近年来在交通电动化上取得了令人瞩目的成就，EV 保有量位居世界城市的前五位。因此，对 EV 推广产生的环境效益进行科学评估具有重要意义。在相关政府部门的关心支持和能源基金会的资助下，项目工作组以北京和深圳作为案例城市，对其 EV 推广的环境效益进行了系统研究。本研究将为北京、深圳制定科学政策继续积极推广 EV 和持续改善城市空气质量提供重要支持，也将为中国乃至世界其它城市提供重要的参考经验。

本研究综合模型和测试手段，系统分析了两地 EV 推广所产生的环境效益。构建 EV 发展情景，对单车减排、车队减排、空气质量改善、健康及气候效益等多方面的综合效益进行了系统评估。本报告系统总结了项目的研究成果，全文共分七章。第一章介绍了项目研究的

背景和意义，以及主要研究内容和技术路线。第二章为北京市和深圳市 EV 发展现状和推广趋势的调研和分析，并建立本研究所评估的 EV 推广情景。第三章为车辆电动化污染物及温室气体减排效果的评估，在充分调研本地化的能源和排放数据基础上，从单车和车队两个层面，基于生命周期视角评估了 EV 的单车减排及车队总量减排效益。第四章通过实际道路和道路边环境的污染浓度测试，对 EV 在典型交通环境的浓度削减效益进行评估。第五章利用多尺度的空气质量模型，模拟了车队电动化情景的空气质量改善效益。在此基础上，第六章运用了污染暴露风险评估模式，定量分析了电动化情景对人体健康和气候效益的货币化价值。第七章为研究的主要结论、相关政策建议与后续研究建议。

研究过程中，我们力求做到科学、先进、实用，也希望相关的研究结果和结论能为国家和地方相关政府部门今后的决策提供有益的参考。不同车队的未来电动化水平预测还存在较大不确定性，排放清单、空气质量模拟和健康效益评估的系统复杂，特别是一些重要的大气化学模拟机制仍在不断完善中，研究难免有不妥之处，望关心这一领域的领导、专家和公众不吝提出批评和指导意见。

项目课题组

2020 年 4 月

目 录

执行摘要	1
第一章 项目研究背景和研究内容	6
1.1 研究背景	6
1.2 研究内容	8
1.3 技术路线	10
第二章 北京和深圳车队电动化情景分析	11
2.1 北京和深圳车队电动化政策与现状调研	11
2.2 北京和深圳 2030 年车队电动化情景分析	16
第三章 车辆电动化的减排效果评估	20
3.1 单车生命周期减排效益评估	20
3.1.1 生命周期模型评估方法学	20
3.1.2 小型客车生命周期减排效益	26
3.1.3 公交车生命周期减排效益	29
3.2 不同电动化情景下车队总量减排效益评估	32
3.2.1 总量减排评估方法学	32
3.2.2 北京电动化总量减排效益	35
3.2.3 深圳电动化总量减排效益	40
3.3 本章小结	48
第四章 基于道路在线测量的车辆电动化环境影响效益评估	50
4.1 实际道路跟车测试	50
4.1.1 跟车测试方法介绍	51
4.1.2 跟车和车载同步测试	53
4.2 实际道路公交车排放特征	55

4.2.1 北京和深圳公交车跟车测试概况	55
4.2.2 公交车污染物浓度排放特征	57
4.3 公交车队电动化道路边加密观测	61
4.3.1 加密观测概况	61
4.3.2 电动化前后道路浓度变化特征	63
4.4 本章小结	65
第五章 车队电动化空气质量改善效益评估	67
5.1 多尺度耦合的空气质量模拟系统方法学	67
5.1.1 综合排放清单的建立	67
5.1.2 多尺度空气质量耦合模型系统	68
5.2 北京车队电动化空气质量改善效益	71
5.3 深圳车队电动化空气质量改善效益	80
5.4 本章小结	89
第六章 车队电动化的人体健康和气候效益的货币化价值评估	91
6.1 健康和气候效益货币化评估方法学	91
6.2 车队电动化的健康和气候效益货币化价值	92
6.3 本章小结	96
第七章 结论与建议	98
7.1 主要结论	98
7.2 相关政策建议	101
7.3 后续研究建议	102

执行摘要

推进汽车电动化战略实施，降低车用化石能源消耗、减少来自交通领域的温室气体和其他大气污染物排放，成为全球应对能源危机和环境问题的重要举措之一。近年来，得益于各国政府持续的政策支持、电动汽车技术提升和电池成本大幅下降等原因，全球电动车保有量迅速增长。中、欧、美、日四大电动车市场中，中国占比最大，2018年电动车销量和保有量分别突破100和200万辆。在国家政策的引导下，部分城市设定了更为积极的电动汽车推广目标，并通过制定和实施极具本地特色的电动汽车推广政策，获得了超出平均水平的推广成果。上海、北京、深圳、杭州、天津、广州等13个城市，由于它们在电动汽车推广中的领先地位，被世界清洁交通委员会评为2019年的“世界电动汽车之都”。作为先锋城市，北京市和深圳市近几年在车队电动化上取得了令人瞩目的成就。本研究运用模型和测试两种手段，系统分析了两市电动汽车推广所产生的环境效益。通过构建多个电动汽车推广情景，从单车减排、车队减排、空气质量改善、健康及气候效益等多方面进行了综合评估，为北京、深圳今后持续积极推广电动汽车和改善城市空气质量提供重要技术支持，也为中国乃至世界其它城市的电动汽车推广提供重要的参考经验。

本研究的主要结论如下：

(1) 电动汽车对北京和深圳主要大气污染物和温室气体具有显著燃料周期减排效果。随着电网整体清洁能源比例的提高，在电力行业超低排放的技术发展背景下，电动汽车的推广可实现深圳小客车和

公交车 VOC、NO_x、PM_{2.5} 和 SO₂ 的生命周期减排；北京可实现 VOC、NO_x 和 PM_{2.5} 的生命周期减排。例如，与汽油车相比，深圳纯电动小客车可实现 VOC 98%，NO_x 69%，PM_{2.5} 58%和 SO₂ 38%的减排；北京纯电动小客车可实现 VOC 95%，NO_x 40%和 PM_{2.5} 20%的减排。与柴油车相比，深圳纯电动公交车可实现 VOC 93%，NO_x 95%，PM_{2.5} 62%和 SO₂ 19%的减排；北京纯电动公交车可实现 VOC 87%，NO_x 90%和 PM_{2.5} 30%的减排。纯电动小客车可分别削减北京和深圳 CO₂ 39%和 71%的排放，纯电动公交车削减比例则为 27%和 66%。对于 BC，纯电动小客车可以削减北京和深圳的 BC 排放 75%和 82%；对于纯电动公交车，BC 减排比例则高达 86%和 90%。随着未来电力构成的持续清洁化，电动汽车的生命周期排放还将持续下降，单车减排的环境效益将更加显著。

（2）电动汽车推广可带来显著的污染物及温室气体总量减排效益。深圳历年来在各车队推广的电动汽车总量已给深圳的交通部门带来 1.1 万吨 NO_x、超 2000 吨 HC 和超 300 吨 PM_{2.5} 吨的减排。其中，出租车是 HC 削减贡献最高的车队（60%）；公交车为 NO_x（58%）和 PM_{2.5}（62%）削减贡献最高的车队。政策参考情景下，2030 年北京市道路交通部门 HC、NO_x 可削减 1.2、1.6 万吨，PM_{2.5} 和 SO₂ 可削减 320 和 70 吨；深圳市 HC、NO_x 可削减 0.5、0.6 万吨，PM_{2.5} 和 SO₂ 可削减 140 和 6 吨。道路交通部门总量削减比例在 25%-45%。由于 2030 年电厂已完成超低排放改造，电动化对上游电厂的排放增量影响较小。电动化对温室气体的总量减排效益也十分显著，政策参考情景下，北京市和深圳市分别可削减生命周期温室气体减排约 350 和 500 万吨；区域极端电动化情景下，减排量可达到约 850 和 1300 万

吨。

(3) 电动公交车推广可显著削减 NO_x 和 BC 的道路环境浓度及排放因子。电动公交车行驶时的 NO_x 道路浓度远低于柴油公交车和天然气公交车，浓度均值低 1 个数量级以上；BC 道路浓度也远低于柴油公交车。电动公交车的 NO_x 排放因子显著低于柴油公交车和天然气公交车；天然气和电动公交的 BC 排放因子显著低于柴油公交车。以电动公交车为主的道路，上下风向 NO 浓度几乎相当，表明电动公交车占据重要影响的道路可以显著降低道路边 NO 浓度。随着城市其他社会车辆电动化的推广，道路边 NO 浓度可进一步下降。

(4) 电动汽车推广能够削减两市全域 $\text{PM}_{2.5}$ 和 NO_2 浓度及夏季浓度高值区 O_3 浓度。政策参考情景、本地极端情景和区域极端情景下，北京六环年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分别可下降 0.5、1.3 和 $2.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，三环内浓度削减更显著，区域极端电动化下 $\text{PM}_{2.5}$ 削减可达 $3.0\text{-}3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。政策情景可帮助 67% 的超标区域实现达标；实施区域全面电动化策略可以削减浓度高值区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度 $3.5\text{-}4.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，帮助全部超标区域达标。对于深圳，政策情景、本地极端和区域极端情景下，交通密集区域年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分别下降约 0.4、0.6 和 $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。三种情景下，北京六环年均 NO_2 浓度分别下降约 4.3、11.8 和 $13.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，三环内浓度削减更显著，区域极端电动化下可达 $20\text{-}25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于三环内近 160 km^2 NO_2 浓度超标区域，政策情景已可帮助所有超标区域实现全部达标。深圳交通密集区域年均 NO_2 浓度在三种情景下的削减分别达到 4.1、11.3 和 $12.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于近 176 km^2 NO_2 浓度超标区域，政策情景可帮助 55% 的超标区域达标；极端电动化策略可帮助所有超标区域达标。在夏季 O_3 浓度高峰时段，政策情景使北京和深圳 O_3 浓度高

值区的月均日最大 8 小时 O_3 浓度下降 4.3-7.0 和 0.5-2.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，区域极端电动化情景下，削减量达到 21-31 和 17-24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于路网更密集、交通活动水平更高的城区及港口区域，电动化有更显著的空气质量改善效益。

(5) 电动汽车推广可获得可观的人体健康及气候货币化效益。

政策参考情景下，北京、深圳可避免早死约 800 和 160 例；区域极端电动化情景下，北京、深圳可避免早死约 4000 和 700 例。健康效益主要集中在交通密集的城区。上述电动化空气质量效益及对温室气体的总量削减效益能够给北京带来近 83 和 365 亿人民币的健康和气候相关货币化价值（政策情景和区域极端情景），给深圳带来 32 和 114 亿元货币化价值（2015 年价格）。政策情景和本地极端情景下，在空气质量相对较好的深圳推广 EV 获得的人体健康效益相关货币化价值与气候效益相关的货币化价值几乎相当；区域极端情景下人体健康效益货币化价值高于气候效益货币化价值。在污染相对更加严重的区域（比如北京），电动化带来的人体健康效益货币化价值在三个情景下均显著高于气候效益货币化价值。

本研究主要的政策建议如下：

(1) 本研究选择空气污染程度有差异的两个城市开展案例分析，发现未来十年中国道路交通电动化对于空气质量相对较差城市的空气质量改善货币化效益将高于对温室气体减排的货币化效益。目前，电动化发展的鼓励政策中，尚未直接考虑电动汽车的空气质量效益。因此，在今后合理的鼓励电动汽车发展的政策工具设计中，应当充分发挥电动汽车空气质量和健康效益作为绿色交通体系建设的驱动力，并被纳入激励政策框架下。

(2) 出租车和公交车等城市公共车队行驶里程高，单车排放因子高，在城市核心区使用比例高，对城市空气质量影响突出。对上述公共车队开展电动化的污染减排效益更高，可以实现成本和环境的双赢。深圳对公交和出租车队完全电动化的成功经验，应当值得广大中国城市参考借鉴。

(3) 小客车车队是大城市中心区域 VOC 的主要排放源之一，对 PM_{2.5} 的二次组分生成有重要贡献。由于人群密度高，电动化对交通密集核心区的空气质量和健康效益更为显著。大城市应该根据电动化的环境收益，制定区域差异化的地方鼓励政策，通过建立零排放区、实施经济措施、以及进一步鼓励充电基础设施建设等策略，推动新增及存量小客车的电动化。

(4) 应借鉴深圳和北京经验，在城市物流和短途货运领域积极推广电动汽车技术，加速替代现有高排放柴油车。通过构建绿色物流区，完善充电网络和服务体系，实施交通区域管理措施，促进城市轻中型货运的深度电动化。

(5) 推动区域协同减排，发挥新能源车在柴油货车污染治理中的巨大潜力，共同改善区域大气环境质量。目前，电动汽车技术在中长距离重型货运应用的成熟度不够，建议在发展电动货车的基础上，同时考虑氢燃料电池车和超低排放天然气车等技术，优化交通能源技术设施和布局，构建区域协同的绿色货运服务平台，制定有效的税费激励政策，有力支撑今后区域绿色交通货运体系的建设。

第一章 项目研究背景和研究内容

1.1 研究背景

随着我国社会经济的发展 and 城镇化水平的逐步提高，人们的生活水平和出行需求也在不断增长，机动车保有量快速增加。据相关研究^[1]估计，到 2030 年中国汽车保有量将达到 4~5 亿辆。由于经济和人口发展的不均衡性，机动车保有量分布体现出明显的区域化和城市化特征，特别是在京津冀、长三角和珠三角等经济发达地区的城市群高度聚集，对改善区域环境质量和应对气候变化带来了严峻的挑战。

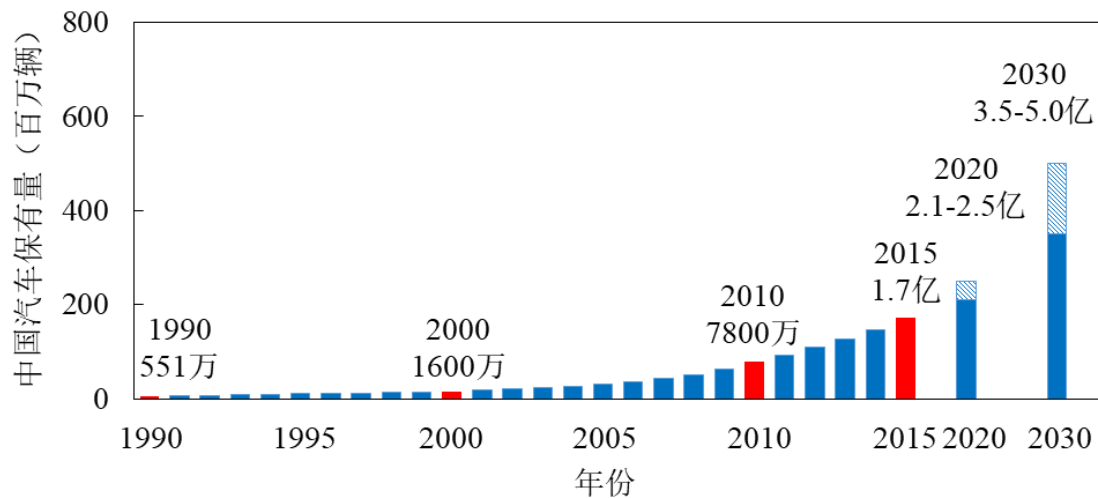


图 1.1 中国汽车保有量统计及预测，1990-2030 年^[1]

据世界能源署（IEA）计算，2015 年交通领域产生的温室气体排放占全球温室气体排放的 23%，其中道路交通源是主要排放源^[2-3]。此外，机动车尾气排放也是空气污染的重要来源之一，机动车排放大量的氮氧化物（ NO_x ）、挥发性有机物（VOC）和一次颗粒物是形成

细颗粒物（ $\text{PM}_{2.5}$ ）和臭氧（ O_3 ）污染的重要前体物。目前，机动车源已成为北京、深圳等大城市 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的最重要本地污染源^[4-5]。

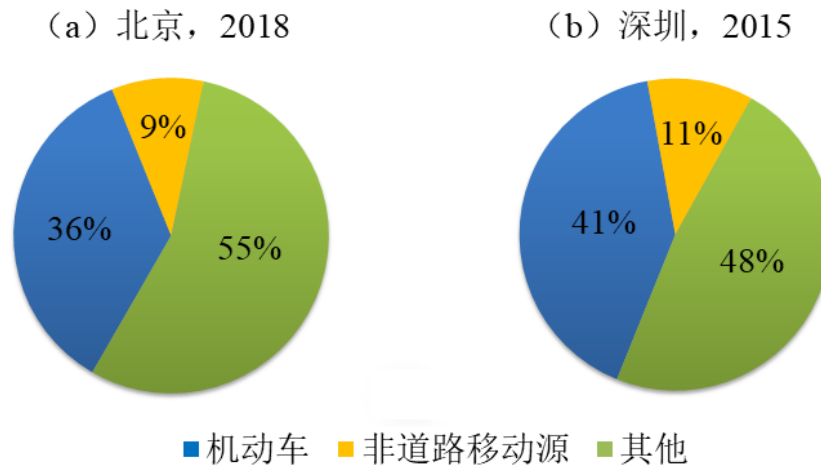
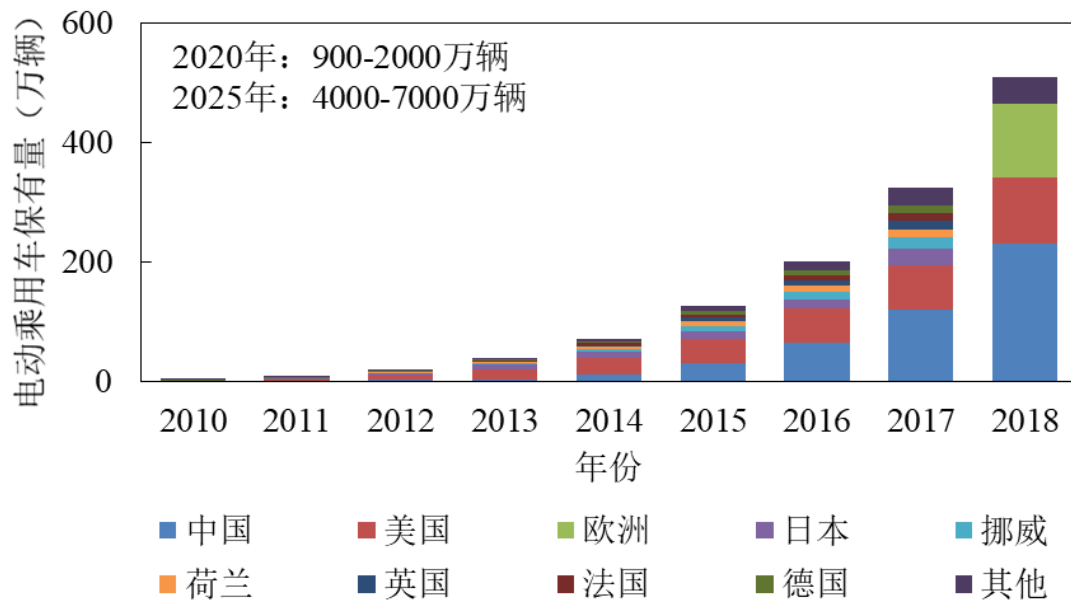


图 1.2 北京和深圳本地源 $\text{PM}_{2.5}$ 来源特征^[4-5]

推进汽车电动化战略，降低车用化石能源消耗、减少来自交通领域的温室气体和大气污染物排放，成为全球应对气候变化、降低能源消耗和治理空气污染的关键举措之一。近年来，得益于各国政府持续的政策支持、电动汽车（EV）技术提升和电池成本大幅下降等原因，全球 EV 保有量迅速增长。2018 年，全球电动乘用车的年销量和保有量分别突破 200 和 500 万辆，电动乘用车的市场占比超过 2%^[6]。2018 年，中国 EV 销量和保有量分别突破 100 和 200 万辆，是全球 EV 产销第一大国。在国家政策的引导下，部分城市设定了更为积极的 EV 推广目标，通过制定和实施具有地方特点的 EV 推广政策，取得了超出全国平均水平的推广成果。上海、北京、深圳、杭州等 13 个中国城市由于在 EV 推广中的领先地位（世界前 50），被世界清洁交通委员会（ICCT）评为 2019 年的“世界电动汽车之都”^[7]。

图 1.3 全球电动乘用车保有量^[6]

作为中国汽车电动化推广的先锋城市，北京市和深圳市近几年在车队电动化上取得了令人瞩目的成绩。本研究综合运用模型和测试手段，对两市 EV 推广所产生的单车减排、车队减排、空气质量改善、健康及气候效益等多方面进行了综合评估。研究将为北京、深圳今后持续积极推广 EV 和改善城市空气质量提供重要技术支持，也将为中国乃至世界其它城市的 EV 推广提供重要的参考经验。

1.2 研究内容

研究将从以下几个方面综合评估北京市和深圳市 EV 推广的综合效益：

1) 调研北京市和深圳市 EV 推广现状，分析未来电动化趋势，运用情景分析法建立多个 EV 发展情景，为后续评估提供数据基础。

2) 应用本地化参数库和大气污染排放评估工具, 选择典型新能源车型, 评估 EV 相比传统燃油车的燃料生命周期污染物及温室气体单车减排效益; 在此基础上, 结合 EV 发展情景, 评估北京市和深圳市 EV 推广对主要污染物的总量减排效益。

3) 利用道路在线测量方法, 开展北京和深圳及其周边实际道路和道路边环境的污染物浓度测试, 评估电动化在典型交通环境的浓度削减效益。

4) 使用多尺度空气质量模型系统, 从城市和道路不同尺度综合评估电动化情景给北京市和深圳市带来的空气质量改善效益。

5) 基于生命周期温室气体减排及空气质量改善效益, 评估电动化带来的健康和气候效益, 为北京、深圳和其他城市 EV 发展提供重要科学依据。

1.3 技术路线

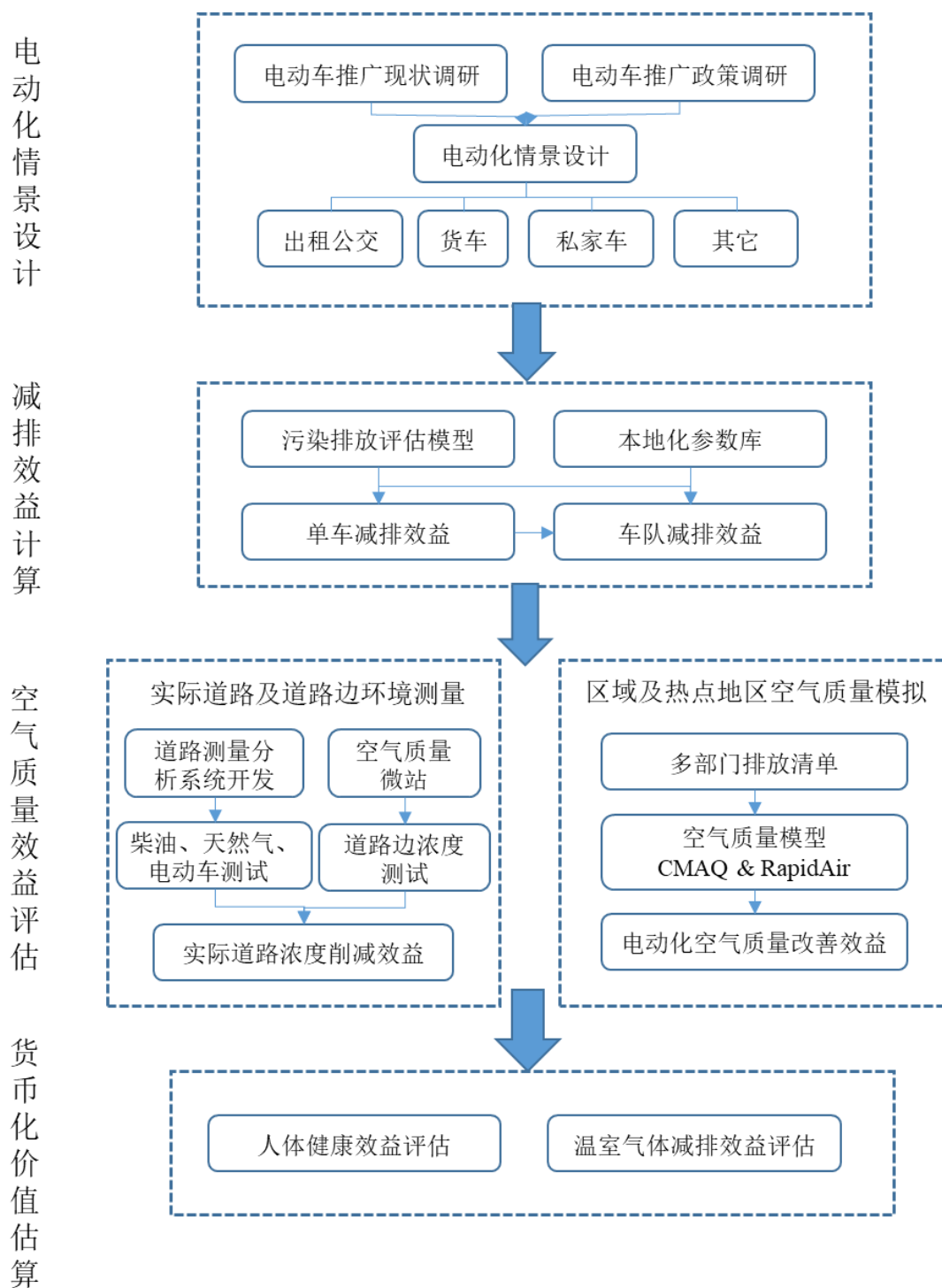


图 1.4 项目技术路线图

第二章 北京和深圳车队电动化情景分析

本研究对北京市和深圳市的 EV 推广政策及推广现状进行了调研，并运用情景分析法对未来车队的电动化发展情况进行了预测，设置了政策参考情景、区域极端电动化情景及北京/深圳本地极端电动化情景。

2.1 北京和深圳车队电动化政策与现状调研

为了鼓励 EV 的推广，北京和深圳在国家政策基础上进一步推出了多项政策措施，实施了上牌优惠、购车补贴、充电基础设施建设补贴、路权优惠、停车优惠等 EV 激励政策，大力推动了 EV 在公交车、出租车、物流车、环卫车、私家车等车队的发展。

（1）北京 EV 推广政策及发展现状

北京作为 EV 推广的先驱城市之一，通过财税政策与非财税政策的结合，大力推动了本地 EV 的发展。在 EV 市场早期发展阶段，财税激励政策的作用极为关键。中央与地方政府的新能源汽车购置补贴，大大降低了消费者的购置成本，提高了消费者的购车积极性。北京对于纯电动汽车（BEV）的购置补贴，对纯电动私家车的大规模推广起到了关键性的作用。

新能源汽车市场步入繁荣，政策性补贴以逐年退坡的方式开始有计划淡出。2017 年，我国将新能源汽车补贴标准首次下调。2019 年，财政部、工信部、科技部、发改委联合发布的《关于进一步完善新能源汽车推广应用财政补贴政策的通知》明确提出，2019 年国家补贴标准在 2018 年基础上平均退坡 50%，地方补贴也将在过渡期后完全

退出。《北京市推广应用新能源汽车管理办法》提到，自 6 月 26 日起，取消对 BEV 的市级财政补助。2019 年 7 月以来，受宏观市场压力较大、国五排放车型降价销售、财政补贴退坡等因素影响，我国新能源汽车产销连续出现同比下滑。为了提振汽车市场，2020 年 3 月 31 日召开的国务院常务会议上确定，为促进汽车消费，将新能源汽车购置补贴和免征购置税政策延长 2 年。由于新能源汽车补贴经过几年退坡后已经降到了比较低的额度，因此补贴延长政策的关键不在于具体金额，而是营造稳定的政策环境，体现国家大力扶持新能源产业的决心。因此，除了新车购置补贴，出台其他方面的激励政策对 EV 的持续发展尤为重要。为了提高 EV 的使用便利性，北京从上牌优惠、路权、以及激励充电基础设施建设等方面着手，通过实施一些非财税类的政策推广 EV。《2019 年度北京市单位内部公用充电设施建设补助资金申报指南》提到，大力鼓励单位内部公用充电桩的建设，为功率范围在 7 千瓦及以下的充电桩提供每千瓦 400 元的补贴，为功率范围在 7 千瓦以上的充电桩提供每千瓦 500 元的补贴。除了对充电保障的支持，车主在北京获得 EV 车牌相比燃油车更为容易，也极大地增加了 EV 对消费者的吸引力。除此之外，北京对传统燃油车辆采取尾号限行，重污染期间特别采取单双号限行，而对于 EV 则不设相应的限行要求，给予 EV 路权优惠。

此外，《北京市打赢蓝天保卫战三年行动计划》^[8]提出，要大力推动公共车队新能源化，推进新增和更新的公交、出租、环卫、邮政、通勤、轻型物流配送等车辆基本采用电动车，机场、铁路货场等新增或更换作业车辆主要采用新能源车等。到 2020 年，邮政、城市快递、轻型环卫车辆（4.5 吨以下）基本为电动车，办理货车通行证的轻型

物流配送车辆（4.5 吨以下）基本为电动车，在中心城区和城市副中心使用的公交车辆为电动车。在北京市政府的大力推动下，截至 2018 年底，北京机动车队电动化率达到近 4%，其中公交车队的电动化率达到了 35%；截至 2019 年 7 月底，北京已累计推广 BEV 28.5 万辆。根据《北京市打赢蓝天保卫战三年行动计划》，2020 年，北京 EV 总保有量将达到 44 万辆，其中小客车推广量 30 万辆。

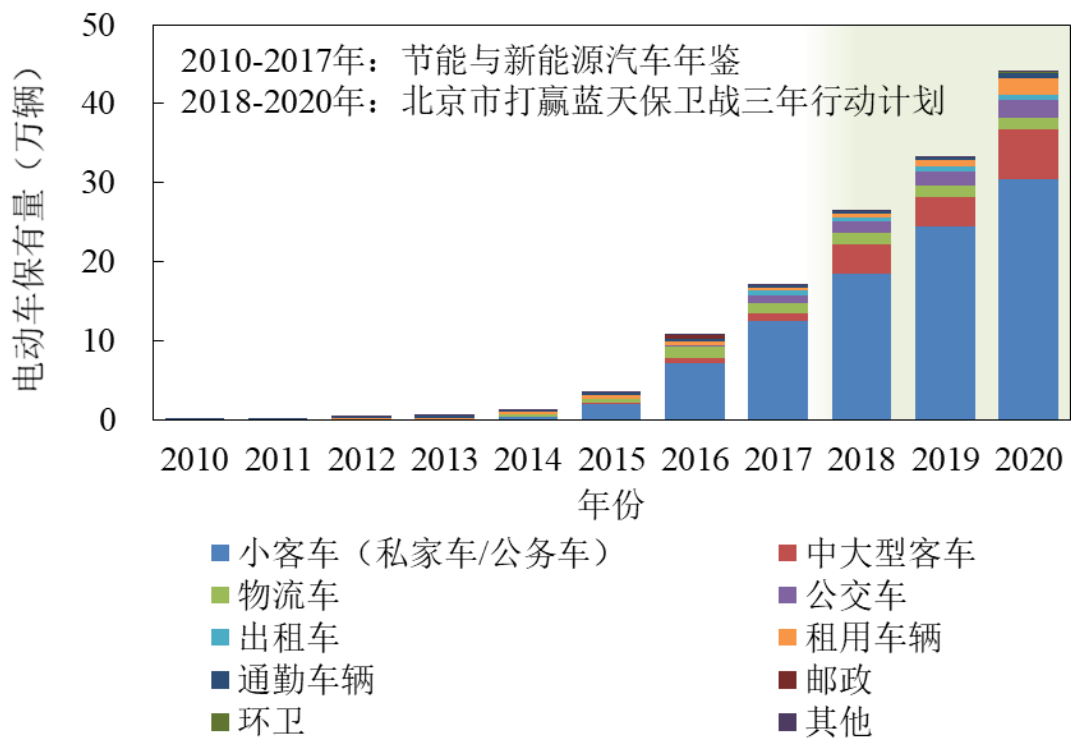
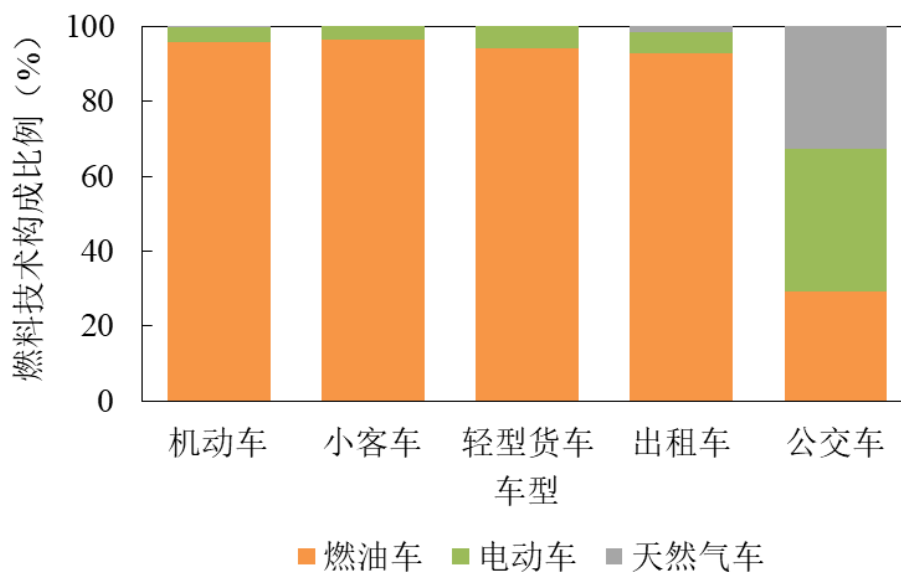


图 2.1 北京电动汽车保有量，2010-2020 年^[8-9]

图 2.2 北京 2018 年各车型电动化率^[8-9]

（2）深圳 EV 推广政策及发展现状

深圳市政府近年来推行了《深圳市大气质量提升计划》、《深圳市新能源汽车充电设施管理暂行办法》、《深圳市大气环境质量提升计划（2017—2020 年）》、《2018 年“深圳蓝”可持续行动计划》、《深圳修订网约车经营服务管理暂行办法》、《深圳市推进新能源工程车产业发展行动计划（2019-2021 年）》等一系列相关政策，实施了上牌优惠、购车补贴、充电基础设施建设补贴、路权优惠、停车优惠等 EV 激励政策，大力推动了 EV 在公交车、出租车、物流车、环卫车等车队的发展。截至 2019 年底，深圳基本实现了出租车和公交车的全面电动化；电动货车推广总量接近 8 万辆，在中型货车和小型货车中 EV 占比达 40%和 20%。此外，纯电动和插电式混动小客车共推广超过 21 万辆，大型客车推广超过 4000 辆。在推广现状基础上，深圳还计划力争在 2020 年底，全市大型客车使用清洁能源车比例达到 30%以上，轻型货车使用 EV 比例达到 30% 以上，重型货车使用清洁能源车比

例达到 20% 以上。

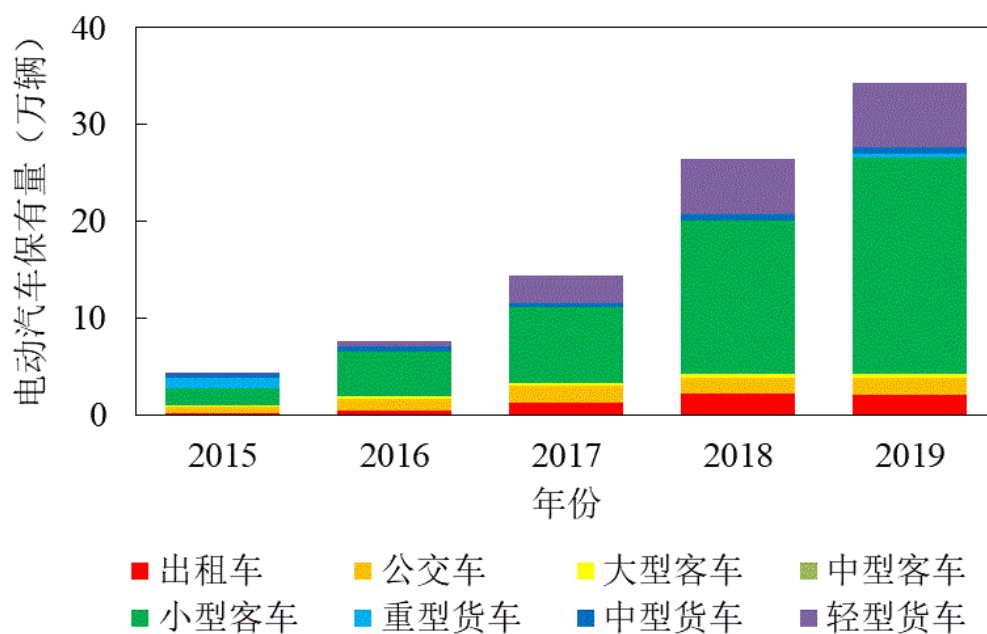


图 2.3 深圳 EV 保有量，2015-2019 年

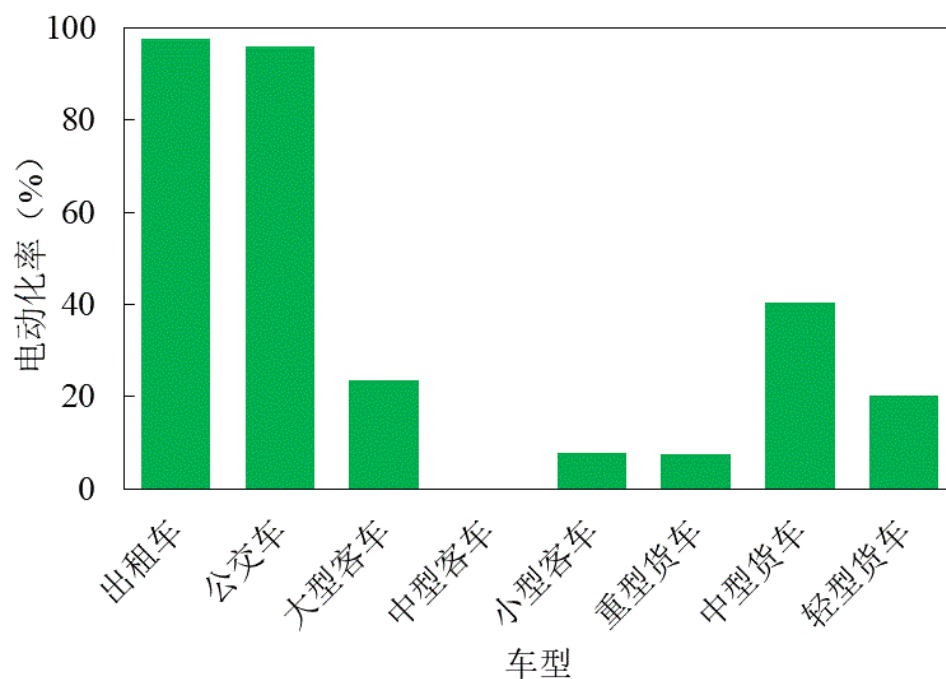


图 2.4 深圳 2019 年电动化率

2.2 北京和深圳 2030 年车队电动化情景分析

基于 EV 发展现状调研结果，运用情景分析法对未来车队的电动化发展情况进行了预测，设置了政策参考情景、区域极端电动化情景及北京/深圳本地极端电动化情景。

政策参考情景基于两市现行的政策导向和未来车辆技术发展特点等进行设计。在北京政策参考情景的预测中，2018-2020 年 EV 发展情景根据《北京市打赢蓝天保卫战三年行动计划》要求进行考虑，2020 年后根据《北京城市总体规划（2016 年-2035 年）》进行预测。北京市交通发展研究院在城市总规基础上，根据车辆技术的发展特点、政策在行业轻型车、重型车以及私人领域的导向，设置了 4 个梯度递进情景，如表 2.1 所示。根据目前政策导向、技术进步、以及电动化假设的可实现性，研究采用了情景 1 和情景 2 的中间值作为本研究的北京政策参考情景。深圳政策参考情景则根据深圳的发展现状，参考北京的预测建立情景。另外，政策参考情景对两市周边地区的电动化考虑相对保守，尤其是在货车领域，周边地区的电动化率为北京、深圳的一半。例如，北京市内的外埠过境货车的电动化率考虑与河北、天津两地的重型货车电动化率一致，为北京重型货车电动化率的一半。

两市政策参考情景下 2030 年各车型的电动化率如图 2.5 所示。小客车的电动化率达到 30%，中大型客车电动化率为 25%-35%；货车领域，由于轻型物流车辆的快速电动化，轻型货车电动化率达到 70%；中重型货车也实现了一定程度的电动化，尤其在深圳政府的大力推动下，深圳的中型货车电动化比例也将达到 60%。在公交和出租领域，深圳目前已基本实现全面电动化；在北京，除了应急保障、远郊山地等场景下保留小比例的传统燃油车，2030 年也将实现高度电

动化。

表 2.1 北京电动汽车推广梯度递进情景

情景	车辆技术	政策导向		
		行业轻型车	行业重型车	私人领域
情景 1	2020 年后车辆技术性能不变	为新能源汽车更换重点	仍采用老旧车辆淘汰的措施	新增全部新能源车
情景 2	BEV 是唯一路线，技术按照预期稳步进步	为新能源汽车更换重点	适用场景新能源汽车成为更换重点	新增+家庭第二辆车全部新能源车
情景 3	BEV 是唯一路线，技术按照预期稳步进步	为新能源汽车更换重点	适用场景新能源汽车成为更换重点	新增+2026 年后更新全部新能源车
情景 4	氢燃料、BEV 等多种技术并举，且技术稳步提升	为新能源汽车更换重点	成为新能源汽车更换重点	新增+2021 年后更新全部新能源车

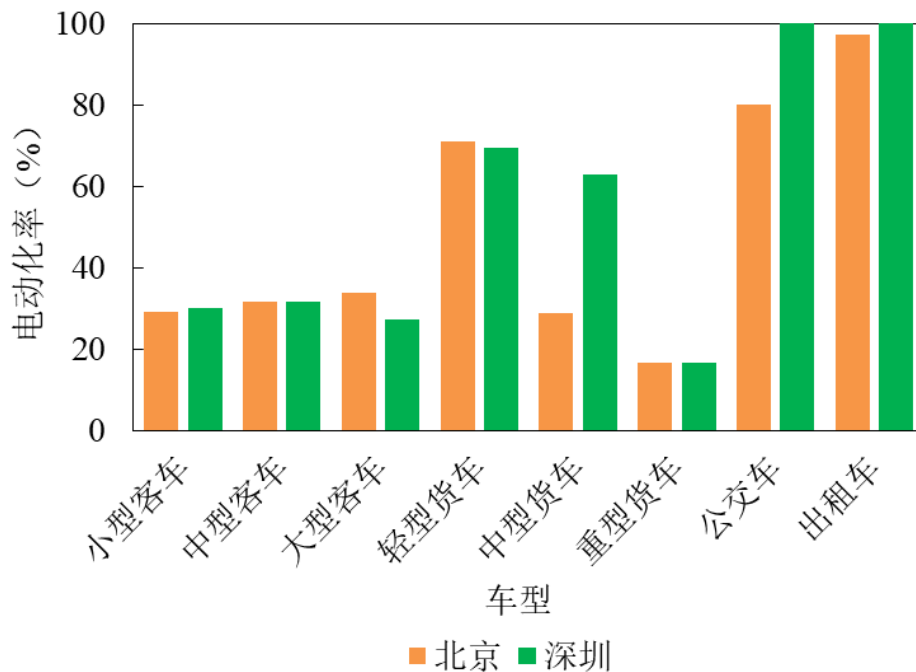


图 2.5 北京和深圳 2030 年政策参考情景电动化率

本研究为了预测电动化对空气质量改善的最大潜力，还设置了两个极端情景，考虑所有车型 100% 电动化。北京/深圳本地极端电动化情景下，北京、深圳两地所有车型全部电动化；区域极端电动化情景下，全国所有省市所有车型全部电动化。

需要说明的是，EV 对传统汽车的替代不能仅考虑数量上的替代，还应该考虑对行驶里程的替代。插电式混合动力汽车（PHEV）的电力替代行驶里程的比例与纯电行驶里程（AER）有关。而对于 BEV，由于续航里程的限制，不能完全覆盖长距离旅行，因此同样需要考虑电力替代行驶里程的比例。本研究根据课题组采集的北京 500 辆轻型车的个体出行数据，计算了 BEV 和 PHEV 的电力替代行驶里程比例^[10-11]，如图 2.6 所示。对于纯电动轻型乘用车，电力替代比例达 93%。对于大中型客车、中重型货车、出租车、公交车等车型，由于其行驶路线通常固定，较少存在临时出行，因此本研究考虑其在数量上对传统车进行替代后，该传统车的所有行驶里程即被电力替代。

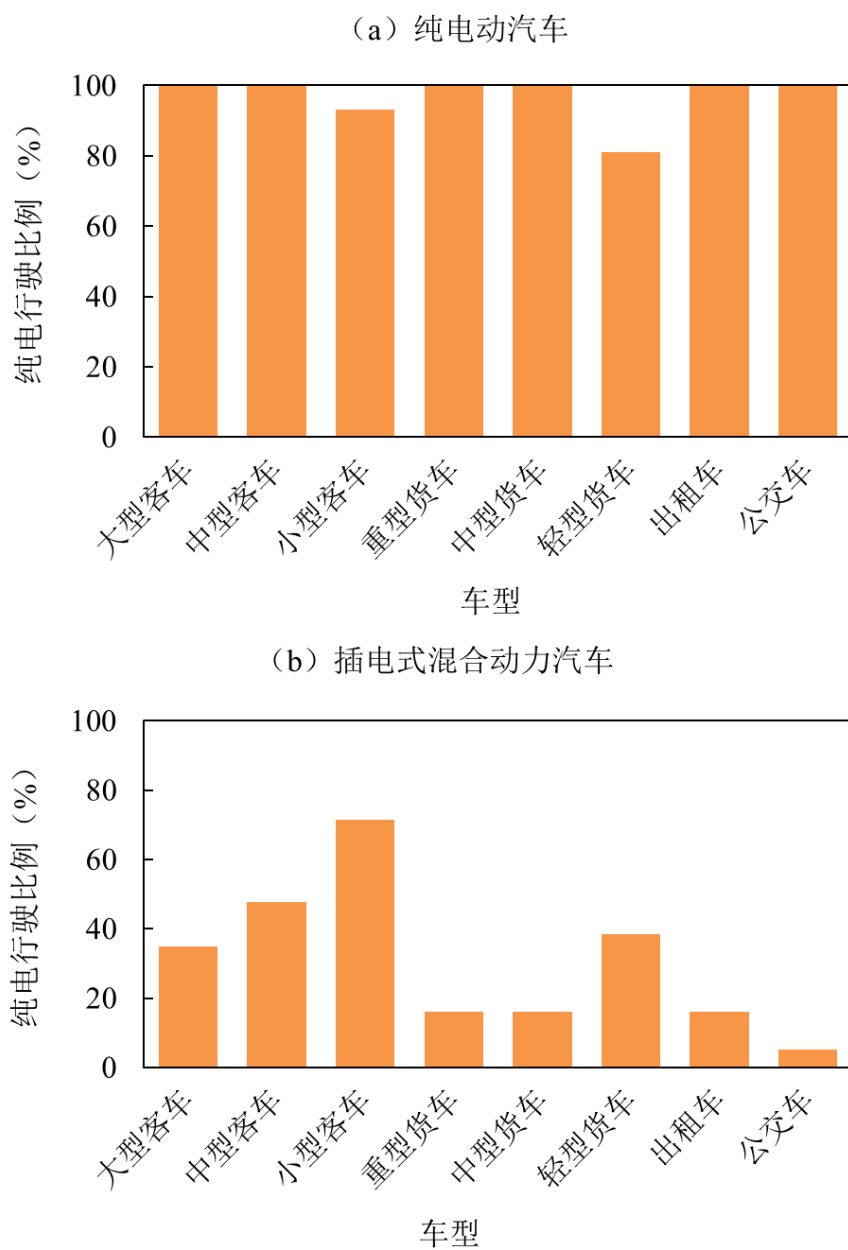


图 2.6 EV 纯电行驶里程相对传统燃油车的比例

第三章 车辆电动化的减排效果评估

本研究应用本地化参数库和大气污染排放评估工具，对车队电动化的单车和车队减排效益进行综合评估。在单车层面，选择典型新能源车型，使用生命周期模型评估 EV 相比传统燃油车的燃料生命周期（WTW）污染物及温室气体减排效益；在车队层面，结合 EV 发展情景，评估北京和深圳 EV 推广对主要污染物的总量减排效益。

3.1 单车生命周期减排效益评估

以小型客车和公交车为例，对 2030 年北京和深圳的 EV 相比传统燃油车的 WTW 单车单位行驶里程下污染物和温室气体排放削减效益进行了评估。

3.1.1 生命周期模型评估方法学

研究采用美国能源部阿岗国家实验室（Argonne National Laboratory）开发的 GREET2018 模型框架，在数据本地化的基础上评估单车燃料生命周期排放。GREET 模型是专门用于模拟车辆燃料和技术组合生命周期能耗和排放的模型^[12]，被国内外学者广泛使用。GREET 模型的边界完整涵盖了车辆的全生命周期，包括燃料生命周期和材料生命周期。本研究主要聚焦在燃料生命周期，探讨北京和深圳典型 EV 的节能减排效益。

以主要电动化车型小型客车和公交车为例，对 2030 年北京和深圳的 EV 和传统燃油车（小客车考虑汽油车、公交车考虑柴油车）的

WTW 单车污染物和温室气体排放进行比较。WTW 涵盖了“车辆运行-车用燃料”两个关键环节。其中，车用燃料阶段考虑电能、汽油、柴油三种车用燃料，重点调研其生产、输配路径，并考虑电能与油品生产过程中的一次能源（包括煤炭、天然气、石油等）的生产、储运与输配过程。车辆运行阶段探究车辆在行驶过程中的排放，BEV 在车辆运行阶段为零排放。

本研究所构建的模型涉及到的车辆技术类型包括汽油小客车（ICEV，国 6 标准）、柴油公交车（DB，国 VI 标准）、纯电动小客车（BEV300，续航里程为 300 公里）以及纯电动公交车（BEB300）。评估的大气污染物包括 VOC、NO_x、PM_{2.5} 和 SO₂。本研究选取 CO₂ 和 BC（黑碳）作为长寿命和短寿命温室气体的代表，分析 EV 相比传统燃油车的温室气体单车减排效益。

WTW 数据库的关键参数包括消费电力构成、电厂排放因子、道路运行排放因子、燃油经济性等，研究根据北京和深圳的实际情况进行本地化修正。

（1）消费电力构成

电力构成是指不同发电方式的比例构成，目前主要的发电方式包括火力发电、水力发电、风能发电以及核能发电等，不同的发电方式会直接影响 WTW 上游污染物和 CO₂ 排放。目前我国仍以火力发电为主要发电方式，但不同区域发电方式比例差别显著。中国电网被划分为六大区域，北京属于华北电网，深圳属于南方电网，两者消费电力均由本地电力与外地电力两部分构成。根据电力统计资料^[13]，北京和深圳是典型的受端电网，本地发电分别占全部用电负荷的 30%和 25%，其余电力依靠外地输入。自 2013 年 9 月《北京市 2013-2017 年清洁

空气行动计划》实施起，北京本地的燃煤压减进展迅速；2017 年底，北京电厂实现无煤化，天然气发电占比 100%。深圳本地电力中，核电、气电等清洁能源的装机比例较高；2018 年年底，全市核电、气电等清洁能源装机占全市电力总装机容量的 87%^[14]。对于 2030 年深圳本地电力构成，研究根据深圳供电局、深圳国民经济发展公报得到深圳非化石能源占比和总用电量，并根据深圳十三五规划对本地清洁能源装机比例进行预测^[15-17]。对于外地电力，本研究假设深圳外来电与南方电网平均电力构成相同、北京外来电与华北电网平均电力构成相同。综合课题组此前研究与王书肖课题组 ABaCAS 系统中的多部门排放清单成果^[18,19]得到 2030 年华北电网和南方电网的电力构成。综合本地电力与外地电力计算得到 2030 年北京和深圳消费电力构成，如图 3.1 所示，北京的煤电比例为 54%，深圳仅 28%。

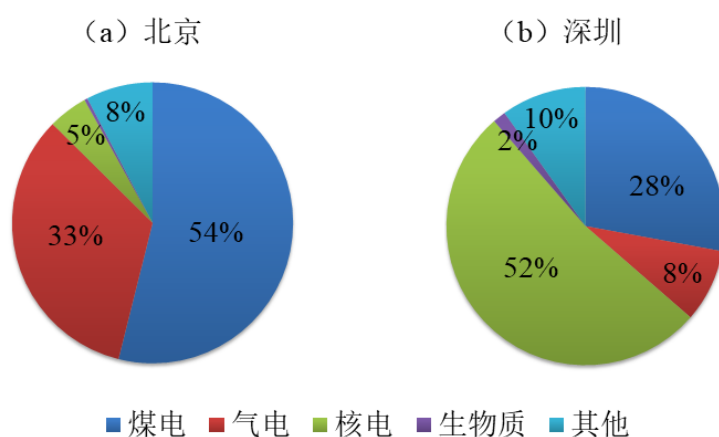


图 3.1 北京和深圳 2030 年消费电力构成

(2) 电厂排放因子

电厂的大气污染物排放因子与末端控制措施密切相关。无控条件下的污染物排放因子^[20,21]，结合污染物排放控制技术的去除效率与应

用比例^[22-24]，可计算得到华北地区和南方地区燃煤电厂与燃气电厂的污染物有控排放因子。在电厂节能与超低排放改造的大背景下，研究考虑 2030 年所有燃煤电厂的超低排放改造已经完成， NO_x 控制采用低氮燃烧与 SCR 烟气脱硝相结合的技术， $\text{PM}_{2.5}$ 控制采用电除尘+布袋除尘等技术， SO_2 控制采用石灰石-石膏湿法脱硫等技术。对于北京燃气电厂的排放因子，研究基于北京市环科院提供的北京电厂烟气在线监测系统污染物排放数据，考虑了未来燃气电厂 NO_x 末端排放控制的加严^[23]。

研究计算得到的各地区电厂排放因子如图 3.2 所示。由于超低排放改造的完成，燃煤电厂的排放大幅削减。由于南方地区部分省份的电厂硫分测试结果高于其他省份，因此南方电网燃煤电厂的 SO_2 的排放因子高于华北电网。电网间的 NO_x 排放因子差异来自各地区不同的煤粉炉和循环流化床锅炉的技术构成分布，不同锅炉类型对 NO_x 排放的 SCR 去除效率不同。电网间 $\text{PM}_{2.5}$ 排放因子差异是由于不同地区采用的控制技术不同，除尘效率有差异。北京本地气电厂的排放控制较为严格，因此 NO_x 与 SO_2 排放因子显著低于华北地区电厂平均排放因子。

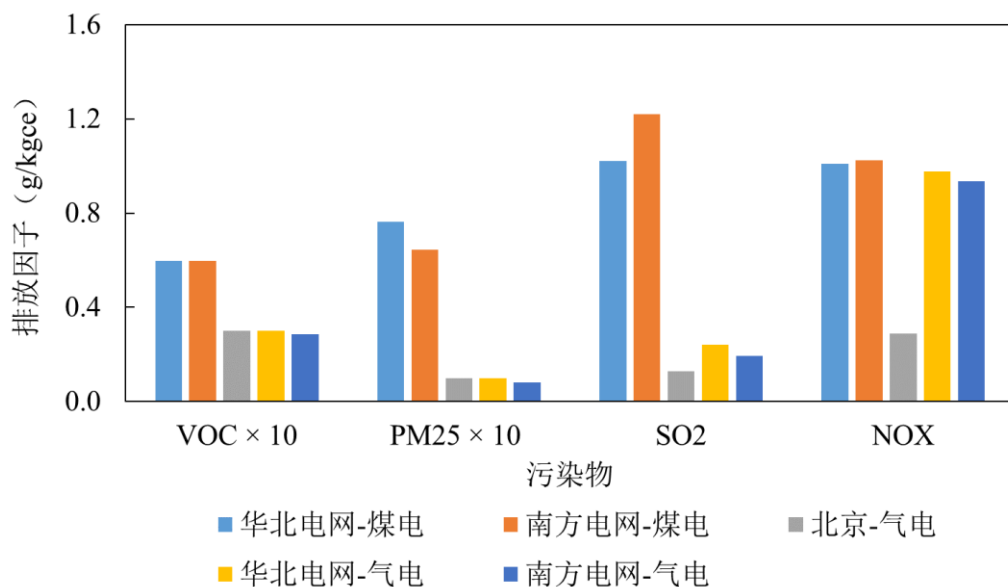


图 3.2 2030 年北京、华北地区及南方地区电厂污染物排放因子

(3) 燃油经济性

车辆运行阶段的燃油经济性是影响 WTW 能耗与排放的关键因素，而实际道路运行工况对结果的影响较为显著。研究表明，实际道路运行工况下 ICEV 的 CO₂ 排放比法规工况下高 15%-40%^[25-26]。因此，燃油经济性需考虑车辆的实际道路能耗水平。研究采用课题组之前收集的小熊油耗 APP^[27] 中超 6 万名用户的实际道路油耗水平作为 ICEV 的燃油经济性数据，即 6.8 L/100km。DB 的燃油经济性则基于课题组之前 62 辆欧 IV、欧 V 车的实际道路测试结果，考虑 20% 的燃油经济性提升^[28]，采用 24 L/100km。对于 EV 来说，由于具有制动能量回收系统，在频繁变速的城市道路工况下，能够获得更为显著的能耗削减效益。因此，研究同样采用基于实际道路运行工况的 BEV 和 BEB 能耗数据，分别为 19.5 kWh/100km 和 84.0 kWh/100km^[28,10]。

(4) 道路运行阶段排放因子

本研究中 ICEV 和 DB 的 PM_{2.5}、NO_x 和 VOC 尾气排放因子均来

自清华大学开发的 EMBEV 模型^[1]，其中，ICEV 的热稳运行排放因子基于补充测试数据进行了更新，同时考虑了冷启动及其他修正。对于 PM_{2.5}，EMBEV 模型提供了 GDI 和 PFI 技术下的排放因子。研究考虑到未来 ICEV 车队中采用 GDI 技术的比例将逐渐上升，因此研究基于课题组预测的 GDI 在未来车队的占比（52%）^[1]，对轻型车 GDI 和 PFI 车辆的排放因子进行加权；对于 DB，则考虑使用安装 DPF 后的国 VI 排放因子。BC 排放因子根据调研的 BC/PM 比例进行折算^[29-33]。VOC 蒸发排放因子来自清华大学刘欢课题组^[34]。SO₂ 的排放采用硫元素平衡法，根据燃油经济性和含硫量（10ppm）进行计算，CO₂ 的排放则采用碳平衡法，根据燃油经济性进行计算^[35]，见公式（3-1）、（3-2）。本研究使用的排放因子如表 3.1 所示。

$$EF_{CO_2, TTW} = \left(\frac{E_{TTW}}{LHV} * C_{ratio} - (VOC * 0.85 + CO * 0.43 + CH_4 * 0.75) + (VOC * 0.85 + CO * 0.43) \right) * 44/12 * 1000 \quad (3-1)$$

$$EF_{SO_2, TTW} = \frac{E_{TTW}}{LHV} * S_{ratio} * 64/32 * 1000 \quad (3-2)$$

其中， $EF_{CO_2, TTW}$ 、 $EF_{SO_2, TTW}$ 是车辆运行过程中的 CO₂ 和 SO₂ 排放，g/km； E_{TTW} 是 TTW 阶段的能源消耗，kJ/km； LHV 是燃料的低位发热量，kJ/kg； C_{ratio} 和 S_{ratio} 是燃料的碳含量和硫含量； VOC 是车辆运行过程中的 VOC 排放因子，kg/km；0.85 是 VOC 的平均碳含量； CO 是车辆运行过程中的 CO 排放因子，kg/km；0.43 是 CO 的碳含量； CH_4 是车辆运行过程中的 CH₄ 排放因子，kg/km；0.75 是 CH₄ 的碳含量。

表 3.1 车辆运行阶段温室气体与大气污染物排放因子

污染物	排放因子 (g/km)	
	ICEV	DB
VOC	0.13	0.02
NO _x	0.02	2.5
PM _{2.5}	0.001	0.02
BC	0.0006	0.009
SO ₂	0.001	0.004
CO ₂	157	649

3.1.2 小型客车生命周期减排效益

研究比较了 ICEV 与 BEV 的 WTW 污染物排放，如图 3.3 所示。EV 在多种污染物上可达到全面的排放削减效益。

ICEV 的 VOC 排放主要来自车辆运行阶段（包括汽油车尾气管和蒸发排放），由于 BEV 可实现车辆运行阶段的零排放，因此，BEV 的推广可实现 WTW VOC 的大幅度减排，北京和深圳可分别减排 95% 和 98%。

对于 NO_x 和 PM_{2.5}，随着电厂超低排放改造的推进和上游电力的持续清洁化，上游 NO_x 和 PM_{2.5} 的排放因子大幅下降，EV 的生命周期 NO_x 和 PM_{2.5} 排放实现了减排。2015 年，华北地区燃煤电厂的 NO_x 和 PM_{2.5} 排放因子分别在 3 和 0.4 g/kgce 左右^[23]，而 2030 年考虑电力超低排放改造的完成后，华北地区燃煤电厂的 NO_x 和 PM_{2.5} 排放因子实现了显著削减，达到 1 和 0.08 g/kgce。近年来，随着上游电力清洁化的持续发力，未来清洁电力构成的比例将进一步提高。之前课题组基于 2010 年电力构成现状预测的 2030 年电力构成激进情景中，华北

电网内京津冀区域和南方电网中的珠三角区域的可再生能源占比仅 23%和 56%^[35]；而本研究根据近年电力构成及政策导向预测的电力构成，华北电网和南方电网的可再生能源占比分别达到了 46%和 72%。正是由于上述原因，2030 年，BEV 在北京可实现 40%的 WTW NO_x 减排；由于深圳的电力构成更加清洁（72%的可再生能源占比），NO_x 减排比例更高，达到 69%。对于 PM_{2.5}，北京和深圳可实现 20%和 58% 的 WTW 减排。

对于 SO₂，由于车用油品含硫量的严格控制，ICEV 道路阶段的 SO₂ 排放很低，SO₂ 排放基本集中在上游；对于 BEV，SO₂ 排放全部来自上游电力生产过程。在大力推广可再生能源及实现电厂超低排放改造前，BEV 与 ICEV 相比，在 SO₂ 排放上不具备任何减排优势，反而会增加 40%-200%^[35]。本研究中，由于考虑到 2030 年电厂超低排放改造已完成，上游电力也实现较高的清洁能源占比，因此，BEV 在 SO₂ 排放上已实现了与 ICEV 持平，甚至在电力更加清洁的深圳，可实现 38%的减排。

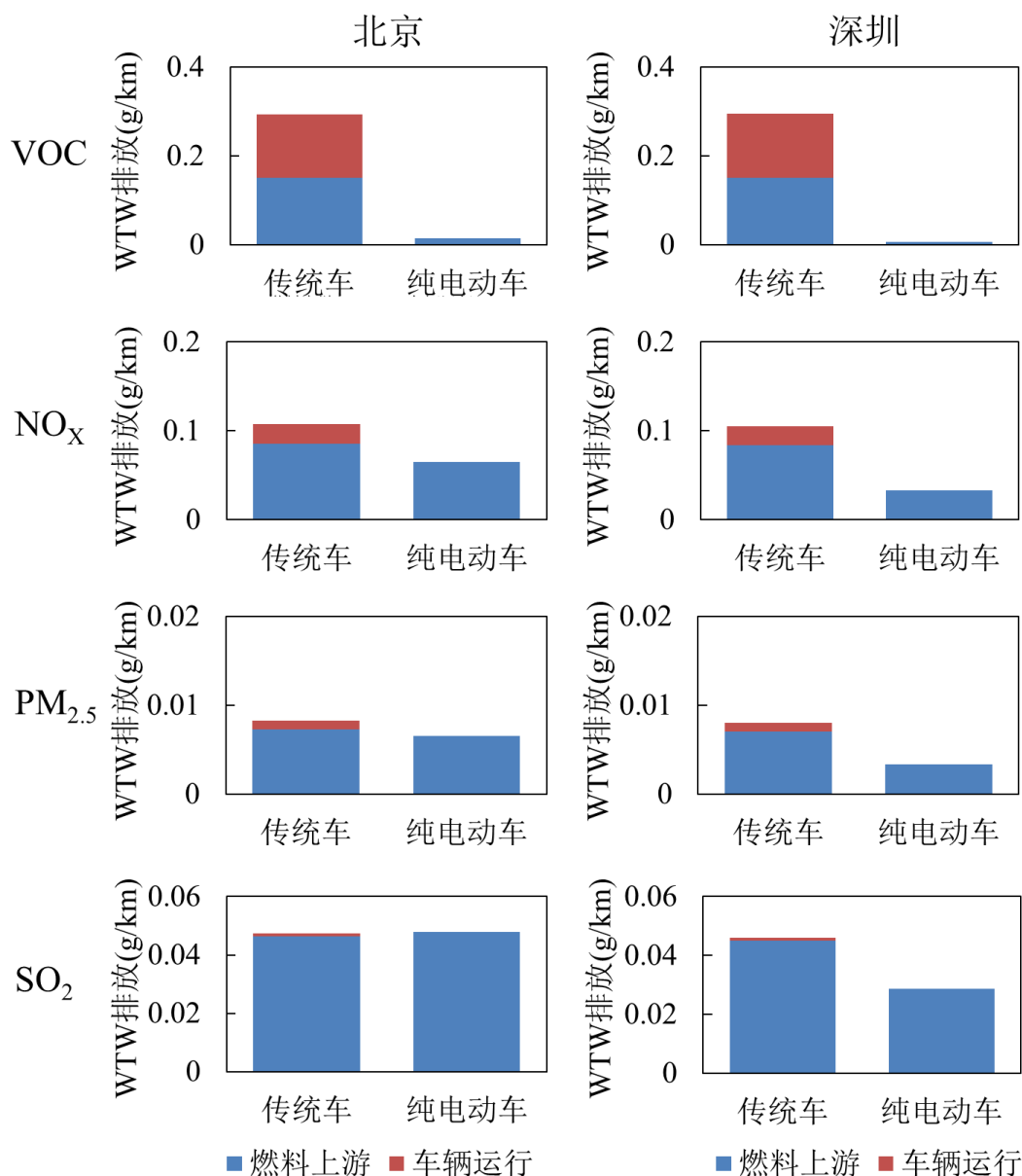


图 3.3 北京和深圳 2030 年小型客车燃料周期大气污染物排放

小型客车燃料周期的温室气体排放水平如图 3.4 所示。对于 ICEV，车辆运行阶段的排放为 WTW 温室气体排放的主要来源，而 BEV 则可以实现车辆运行阶段的温室气体零排放，因此 EV 可以大幅度降低小客车 WTW 温室气体的排放。BEV 可以削减北京和深圳 WTW 的 CO₂ 排放 40%和 70%左右，削减比例与当地电力构成中燃煤发电比例

有很大关系。由于深圳电力构成中煤电比例（28%）显著低于北京（54%），因此深圳可实现更大幅度的 CO_2 削减。对于 BC，ICEV 上游排放主要来自原油运输过程排放，BEV 上游排放主要来自电力生产原料煤炭和天然气生产过程所用柴油发动机的排放。由于 BEV 可以实现道路运行阶段的零排放，并削减上游生产过程的排放，因此 BEV 可以大幅削减 WTW BC 排放，削减比例达到 75% 和 82%。

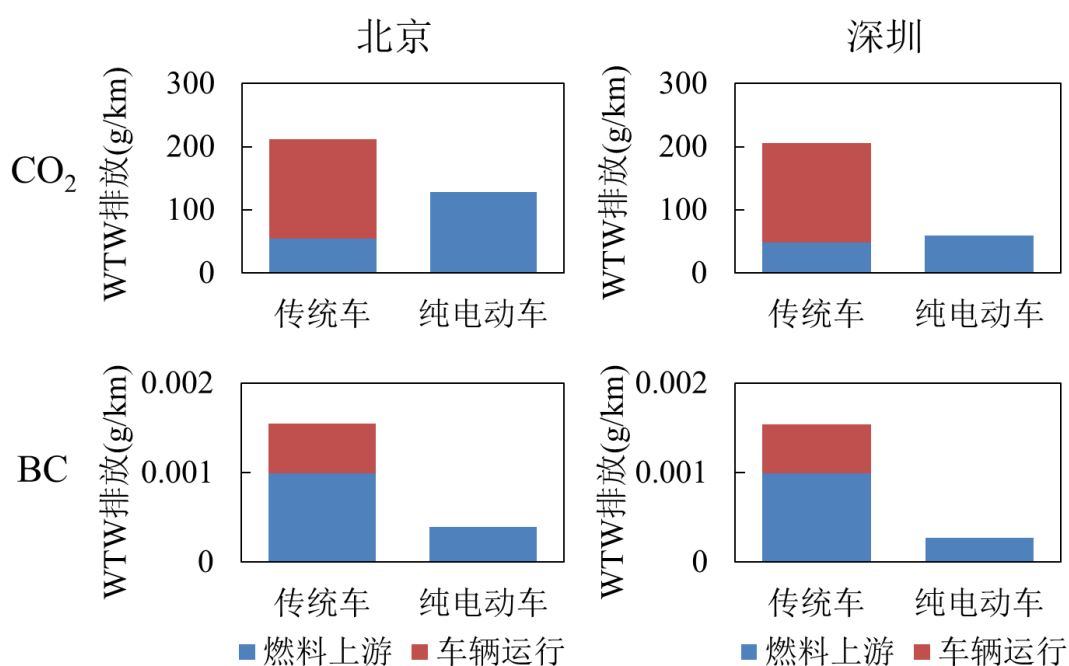


图 3.4 北京和深圳 2030 年小型客车燃料周期 CO_2 和 BC 排放

3.1.3 公交车生命周期减排效益

研究比较了 DB 和 BEB 的 WTW 污染物排放，发现 EV 的推广可实现公交车主要污染物的减排。与小客车类似，EV 的推广可实现生命周期 VOC 的大幅度减排，减排幅度在北京和深圳分别达到 87% 和 93%。

对公交车而言, BEB 的 NO_x 排放削减效益在所有污染物中为最佳, 这一结果与小客车有着显著差异。DB 的 NO_x 排放主要来自车辆运行阶段, 而 BEB 的 NO_x 排放全部来自上游电厂排放。DB 在实际道路运行中, NO_x 排放控制不佳, 排放与标准实验室测试结果有显著差异^[36]; 而电厂由于实施了低氮燃烧和 SCR 脱硝技术, 可达到很好的 NO_x 控制效果, 因此, BEB 相比 DV 有很好的 NO_x 削减效果。 NO_x 减排比例在北京和深圳分别达到 90% 和 95%。对于 $\text{PM}_{2.5}$, DB 在运行阶段的排放远高于 ICEV, 因此相比 BEV, BEB 可实现更大幅度的 WTW $\text{PM}_{2.5}$ 减排效益。相比北京, 深圳由于清洁能源比例更高, 可获得更加显著的削减效益。 $\text{PM}_{2.5}$ 减排比例在北京和深圳分别达到 30% 和 62%。

对于 SO_2 排放来说, 与轻型汽油车类似, DB 的 SO_2 排放几乎全部集中在上游生产过程, 这主要得益于我国对低硫柴油的大力推动。由于上游电力排放的削减、清洁电力构成比例的提高等原因, 到 2030 年, BEB 在 SO_2 排放上显著高于 DB 的情况 (80%-180%)^[35] 已经发生变化。本研究结果显示, 在北京, BEB 的 SO_2 排放仅比 DB 高 20%; 深圳由于电力更清洁, BEB 可实现 19% 的 WTW 减排。需要指出的是, 虽然北京公交车电动化会导致 SO_2 排放增加, 但由于公交车保有量较小, 因此, 如果考虑公交车 100% 电动化, 那么 SO_2 排放会增加 55 吨, 仅占北京 SO_2 总排放的 0.4%。因此, BEB 的 SO_2 排放带来的硫酸盐增加效应微乎其微, 与 NO_x 排放削减带来的硝酸盐减少效应不可同日而语。

与小客车结果类似, BEB 相比 DV 也可以显著降低 WTW 温室气体排放, 北京和深圳 CO_2 削减比例分别达到 27% 和 66%; BC 削减比

例达到 86%和 90%。

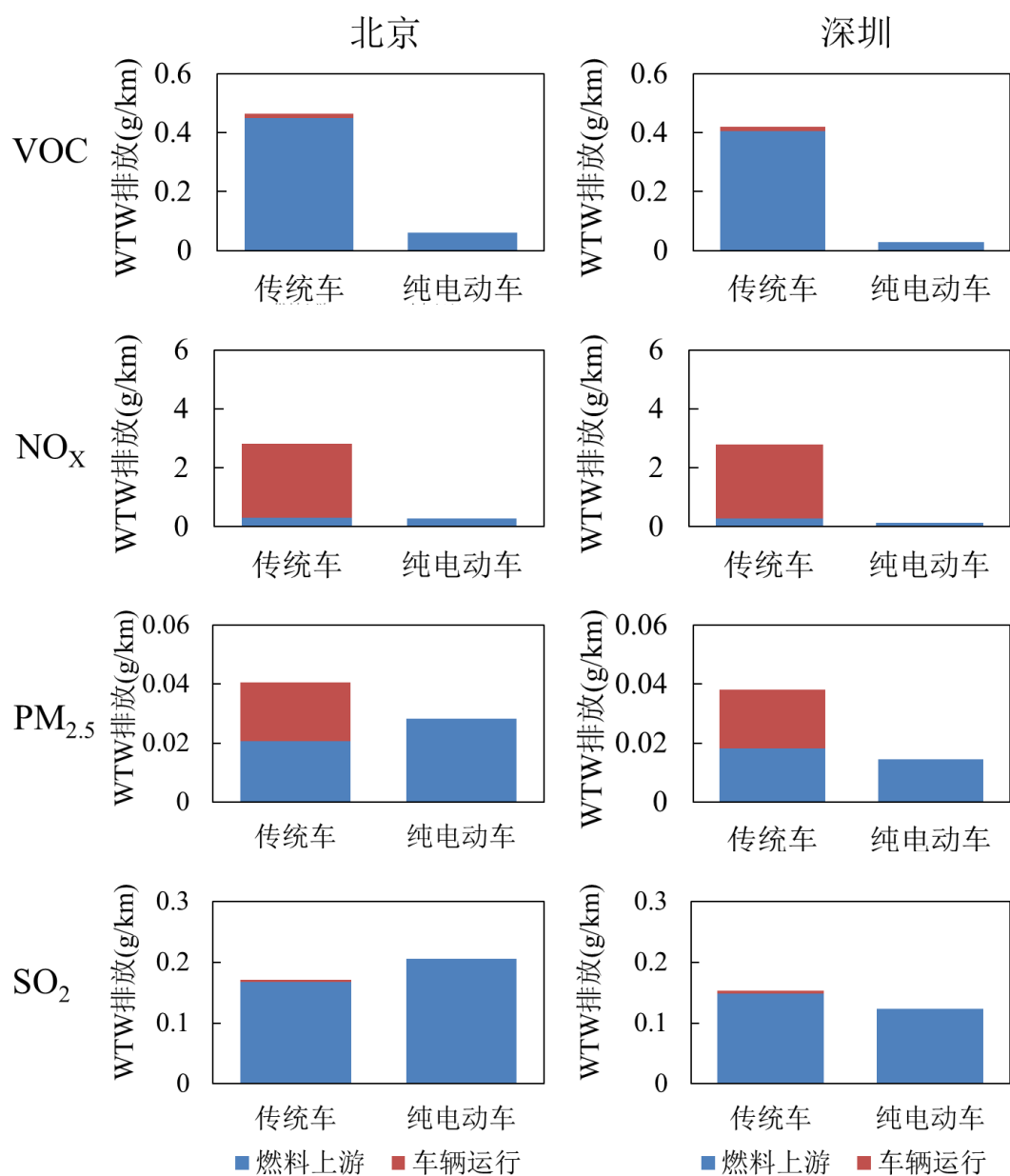


图 3.5 北京和深圳 2030 年公交车燃料周期大气污染物排放

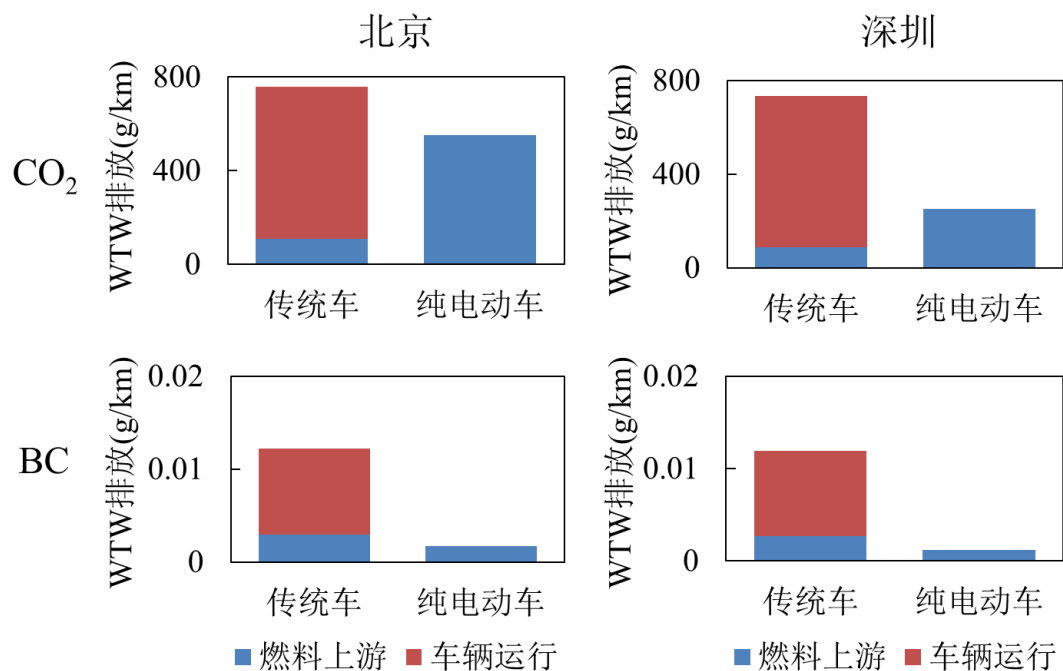


图 3.6 北京和深圳 2030 年公交车燃料周期 CO₂ 和 BC 排放

3.2 不同电动化情景下车队总量减排效益评估

为评估电动化的总量减排效益，研究基于本地化的评估数据库（包括本地交通流数据、公交车行驶路线、车队技术构成等）开发了大气污染排放评估工具。在北京和深圳 2030 年的道路交通源排放清单和电厂排放清单的基础上，通过计算电动化给道路交通部门带来的减排以及电厂的增排，评估了车队电动化的污染物总量减排效益。同时，基于 WTW 阶段单车单位行驶里程下的温室气体排放，评估了车队电动化的温室气体总量减排效益。

3.2.1 总量减排评估方法学

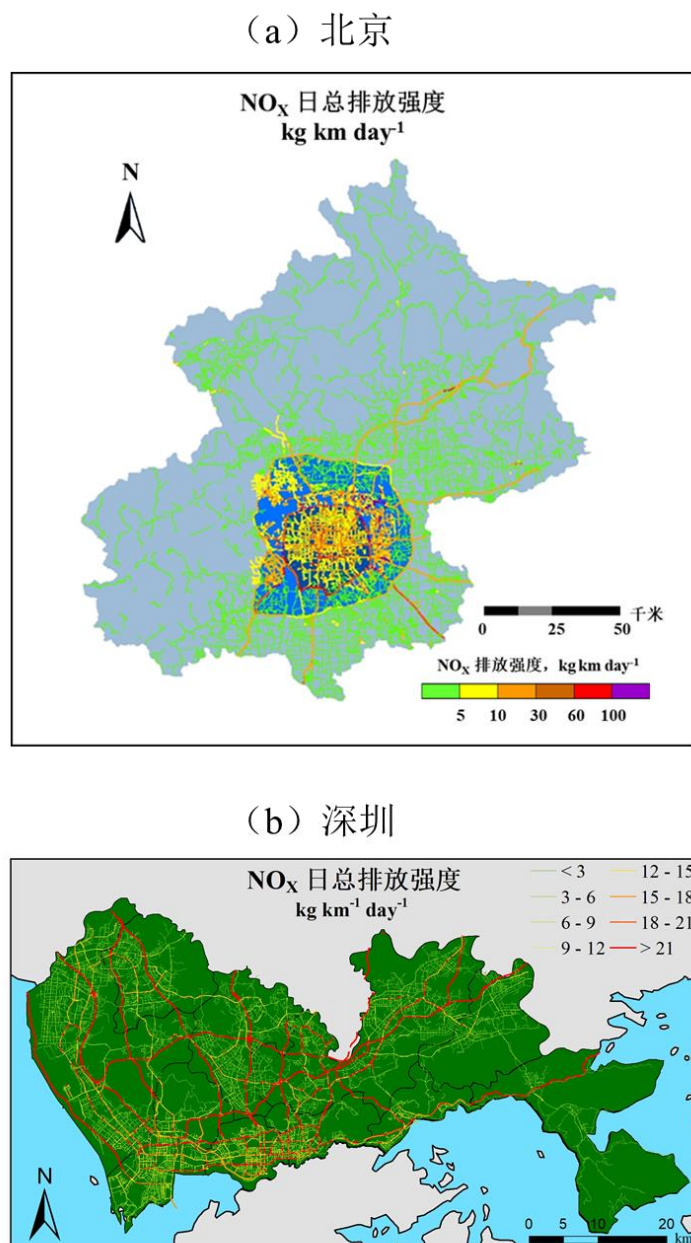
研究基于清华大学开发的 EMBEV 模型框架，根据本地化车载、跟车等测试结果更新了深圳机动车排放因子，建立了深圳本地化的机

动车排放模型^[37]，用于排放清单的建立以及减排效益的评估。在收集了深圳市最新的车队保有量及燃料、技术类型构成的基础上，结合本地化的排放模型，建立了深圳现状年（2019 年）道路排放清单（公式（3-3）），并在此基础上，考虑优化道路运输结构、优化燃油车结构、严格车用燃料质量监管等控制措施，对未来年（2030 年）的道路排放进行了预测。北京的未来年道路排放清单建立也采用了类似方法。

$$E_{TTW} = \sum_i^n P_i \cdot VKT_i \cdot EF_i \quad (3-3)$$

其中， E_{TTW} 是污染物的排放总量，g； P_i 是车型（包括车型和车辆标准）i 的保有量； VKT_i 是车队技术类别 i 的年均行驶里程，km； EF_i 是车型 i 的污染物排放因子，g/km。

为了更全面地刻画机动车排放的空间分布特征，本研究采用了基于北京和深圳路网的实际道路排放清单。路网排放清单以路段为基本单位，计算每条道路上每种污染物分车型、分排放标准的排放量。基于北京、深圳路网建立的实际道路排放清单^[38]将用于后续道路交通环境空气质量模拟中。

图 3.7 北京和深圳全路网 NO_x 排放

在电厂方面，基于 2017 年环境统计数据的基础上建立全国分省电厂排放清单。在此基础上计算了包括深圳在内的南方电网和包括北京在内的华北电网的单位发电量排放因子。根据深圳和北京现状年的本地电厂发电量预测了 2030 年发电量，并构建了北京和深圳 2030 年的电厂排放清单。通过计算电动化给道路交通部门带来的减排以及电

厂的增排，本研究评估了电动化的污染物总量减排效益，并在接下来的第五章中量化了总量减排的空气质量影响。研究假设所有轻型汽油车的温室气体 WTW 单车减排效益与 3.1.2 节小客车的减排效益一致，所有重型柴油车的 WTW 单车减排与公交车一致，其他车队则根据调研的燃油经济性数据进行折算。由于缺乏实际数据，研究假设传统车和 EV 的年均行驶里程一致，运用 WTW 单车减排效益和各车队的年均行驶里程计算了北京和深圳电动化的温室气体总量减排效益。温室气体 GHGs 主要包括 CO₂，CH₄ 和 N₂O，根据增温潜势折算为 CO₂ 当量值。

3.2.2 北京电动化总量减排效益

(1) 北京 2030 年道路交通源排放清单及总量削减效益

本研究基于北京总规要求，考虑了优化道路运输结构、优化燃油车结构、严格车用燃料质量监管等控制措施，预测了 2030 年北京道路交通源排放清单。在不考虑 EV 引入的情况下，2030 年北京道路交通源 HC、NO_x 和 PM_{2.5} 排放量分别为 2.8、5.1 和 0.1 万吨（不考虑摩托车）。其中，对 HC 排放贡献最大的是小客车（72%），其次是出租车（16%）。对 NO_x 和 PM_{2.5}，北京本地和外埠过境货车以及公交车是重要贡献车队。本地中重型货车及外埠过境货车贡献了 NO_x 排放的 61%，PM_{2.5} 排放的 60%；公交车则分别贡献了 16%和 8%。

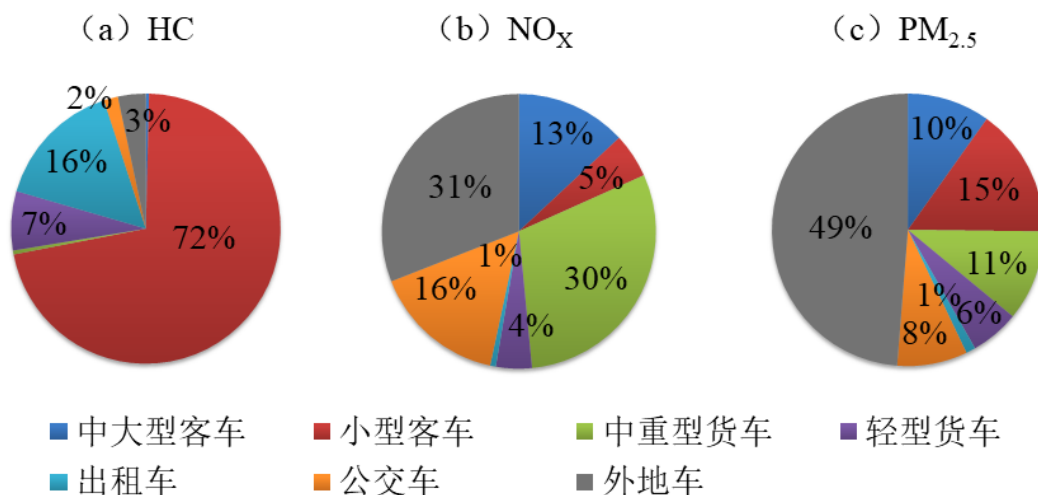


图 3.8 北京 2030 年道路交通部门各车型排放占比

通过实现本研究中政策参考情景的电动化率，可因此削减道路交通源 HC、NO_x 和 PM_{2.5} 排放量的比例为 41%，31%和 27%。

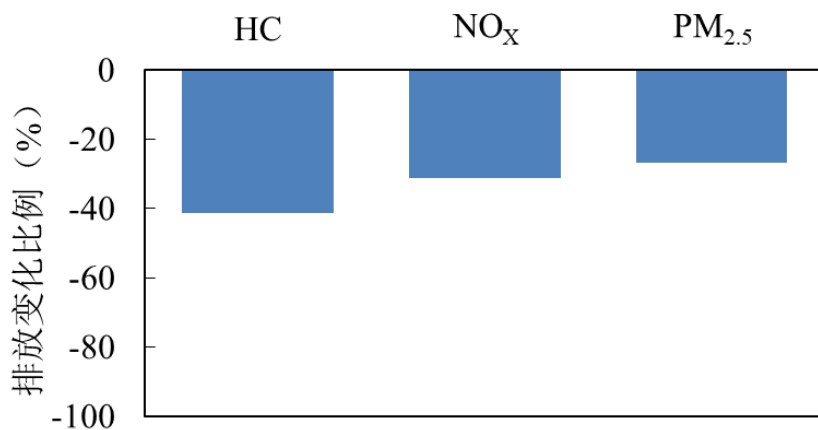


图 3.9 北京 2030 年道路交通源电动化排放变化比例

研究细分了各个车队电动化对北京道路交通源排放削减总量的贡献率。小型客车和出租车是 HC 削减贡献最高的两类车队，分别贡献了 49%和 36%。对于 NO_x，公交车和中重型货车是削减贡献最高的两类车队，分别贡献了 40%和 21%。PM_{2.5} 削减贡献最高的车队为

公交车、外埠过境货车和小型客车，分别贡献了 29%，19%和 16%的 $\text{PM}_{2.5}$ 减排量。

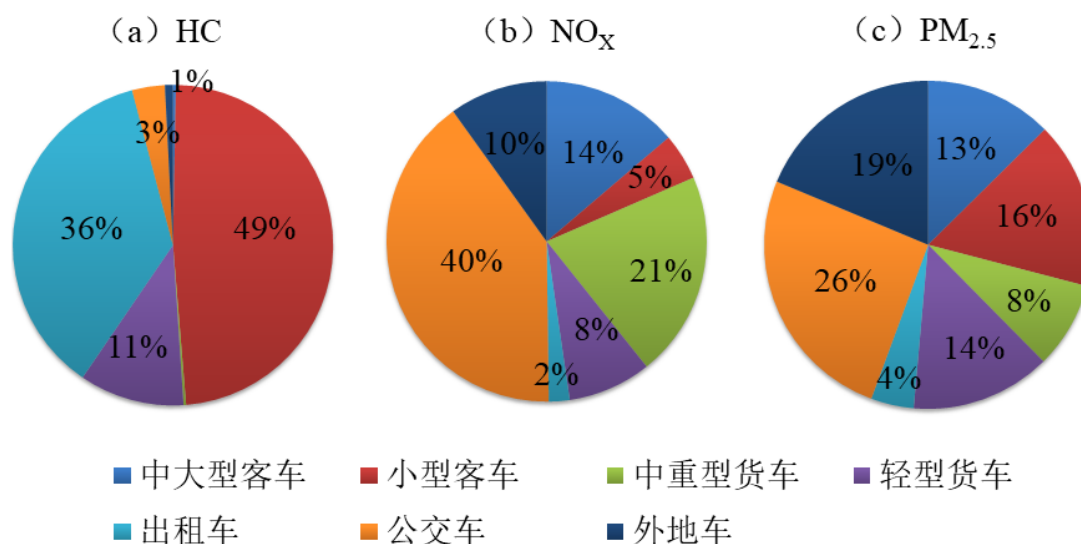


图 3.10 北京各车队电动化对道路交通部门污染物排放削减的贡献

(2) 北京道路交通源逐时排放削减效益

本研究以 NO_x 为例，基于路网逐时排放清单计算了政策参考情景下客运部门电动化及货运部门电动化前后的逐时排放差异。研究发现，客运电动化可以减少客运部门 55%的 NO_x 排放，在时间分布上白天高峰时段（早 7 点—晚 6 点）的 NO_x 排放被大幅削减。货运电动化后可以削减 20%的 NO_x 排放，在时间分布上没有显著的差异。

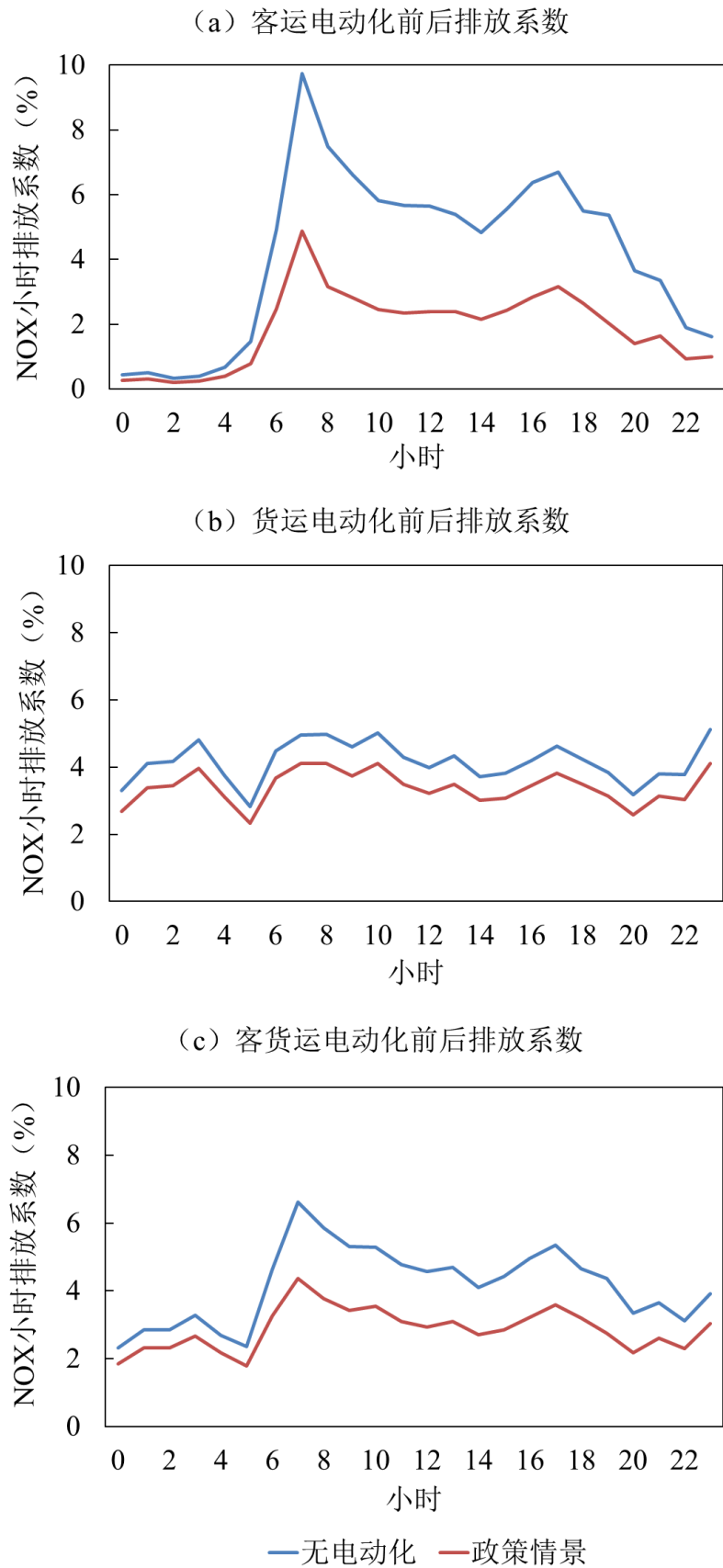


图 3.11 北京 2030 年道路交通部门电动化前后逐时排放系数

(3) 北京道路交通和电厂部门总量减排效益

研究在建立 2030 年道路交通和电厂部门排放清单的基础上，评估了政策参考情景下两部门总量减排效益。政策参考情景下，道路交通部门 HC、NO_x 可削减 1.2、1.6 万吨，PM_{2.5} 和 SO₂ 可削减 320 和 70 吨。由于 2030 年电厂已完成超低排放改造，电动化对上游电厂的排放增量很小。

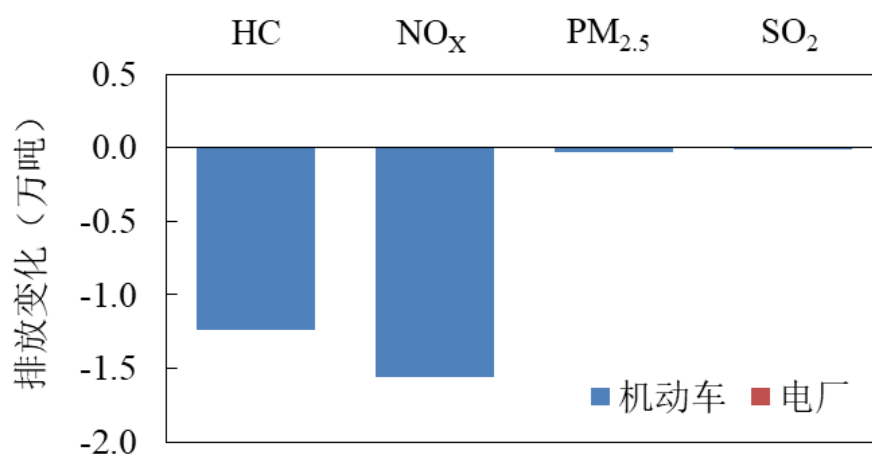


图 3.12 北京 2030 年道路交通和电厂部门排放总量变化

研究还探究了燃料生命周期温室气体排放总量的变化，并在第六章中进行了货币化价值的评估。政策参考情景下，北京可削减生命周期温室气体排放约 350 万吨（当量 CO₂），其中客车（包括小型客车、中型客车及大型客车）车队、货车（包括轻型货车、中型货车及重型货车）车队以及公共车队（包括出租车和公交车）的贡献分别为 44%、26%和 30%。公共车队虽然保有量有限，但是由于年均行驶里程高、燃料消耗大，因此政策情景下的高度电动化可以带来相当可观的温室

气体减排效益。极端电动化情景下，所有车型全部电动化后，北京燃料生命周期温室气体减排量可达到约 850 万吨，其中客车车队的贡献可达到 62%，货车车队以及公共车队的贡献分别为 24%和 14%。

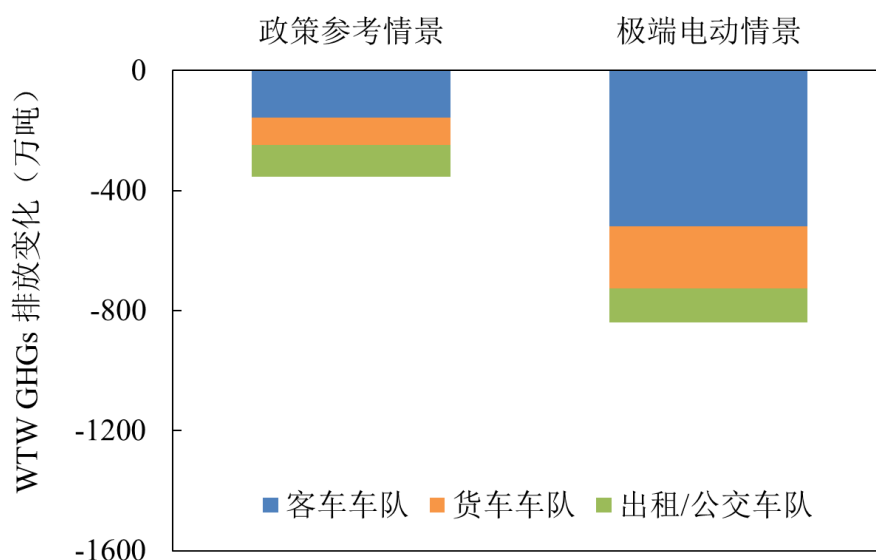


图 3.13 北京 2030 年燃料生命周期温室气体减排效益

3.2.3 深圳电动化总量减排效益

(1) 深圳现状年电动化总量减排效益

深圳近五年来在车队中大力推广 BEV，尤其是公共车队和轻中型货车车队。截至 2019 年底，深圳在出租车和公交车车队已分别推广 BEV 21486 和 16551 辆，电动化率接近 100%。货车车队的推广总量达到 77050 辆，在重型、中型和轻型车队中的 BEV 保有量占比分别为 8%、40%和 20%。在客车车队中，纯电动小型客车的推广量达到 86857 辆，占比 3%；大型客车推广了 3887 辆，占比 22%。深圳近年来在各车队推广的 BEV 已给深圳的道路交通部门带来累积 1.1 万

吨 NO_x 、2000 吨 HC 和 300 吨 $\text{PM}_{2.5}$ 的减排。EV 的大力推广导致深圳电力需求增加，但是，由于近年来电厂进行超低排放改造且深圳 75% 的电力需求来自外地来电，因此，电动化对上游电厂的排放增量影响较小，尤其深圳本地电厂排放的增加与道路交通部门的削减相比几乎可以忽略不计。

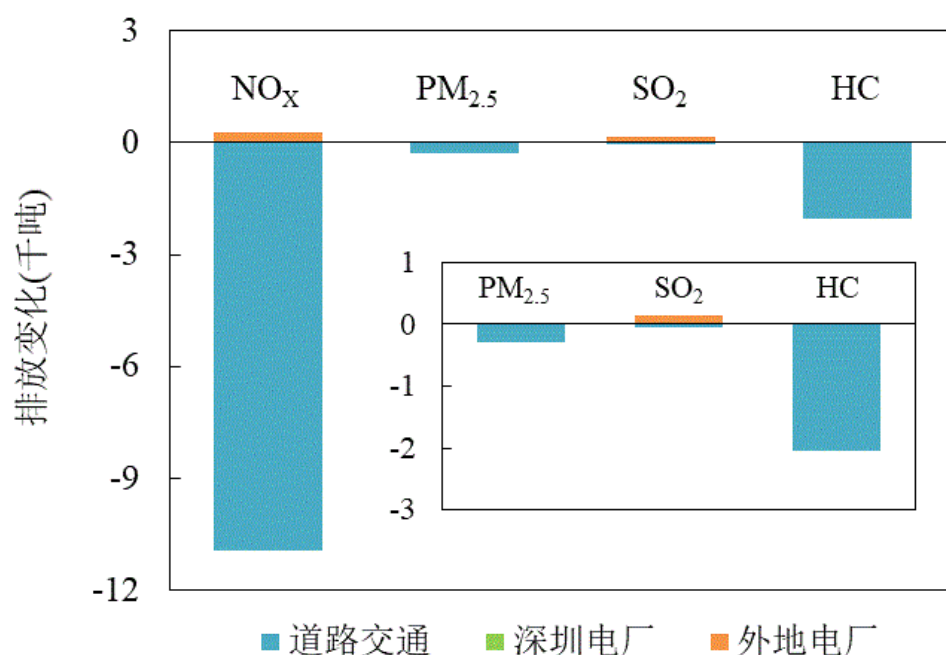


图 3.14 深圳 BEV 推广现状对道路交通和电厂污染物排放的影响

研究细分了各个车队电动化对深圳排放削减总量的贡献率。出租车、小型客车和小型货车是 HC 削减贡献最高的三类车队，分别贡献了 60%、16% 和 11%。公交车为 NO_x 和 $\text{PM}_{2.5}$ 削减贡献最高的车队，贡献了 58% 和 62% 的 NO_x 和 $\text{PM}_{2.5}$ 排放削减量；大型客车和中型货车是紧随公交车之后贡献第二、三高的车队，分别贡献了 13% 和 12% 的 NO_x 减排量，以及 12% 和 8% 的 $\text{PM}_{2.5}$ 减排量。

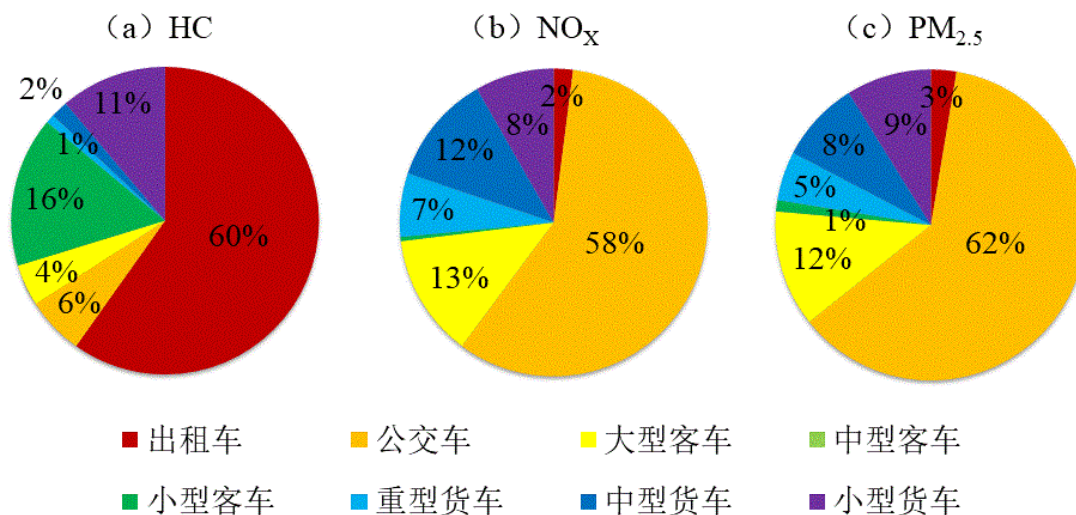


图 3.15 深圳各车队电动化对 BEV 污染物排放削减的贡献

研究还评估了深圳车队电动化的燃料生命周期温室气体总量减排效益。深圳历年来在各车队推广的 BEV 获得了超 190 万吨的温室气体总量减排效益，效益几乎全部来自 CO₂ 减排。其中，出租车和公交车的贡献最高，分别贡献了 68 和 54 万吨温室气体减排。

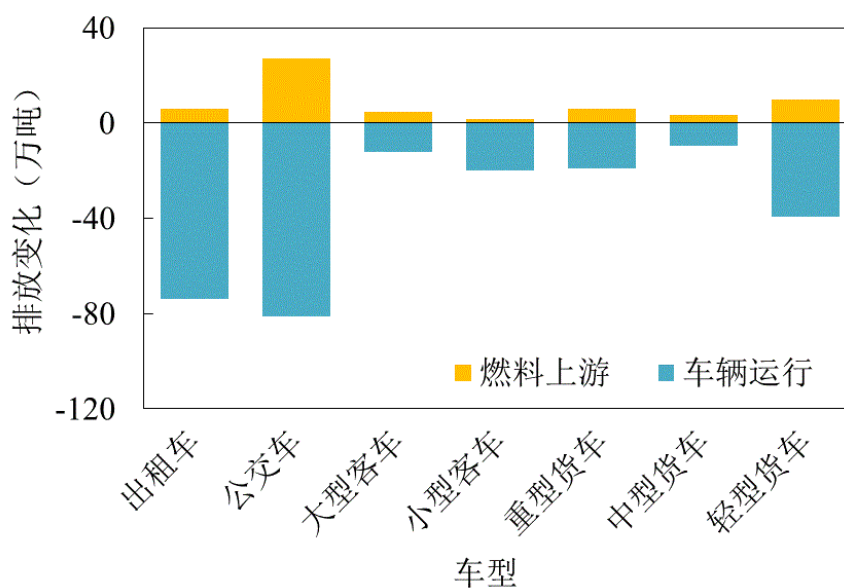


图 3.16 深圳 BEV 推广现状对燃料周期温室气体排放的影响

除 BEV 外，深圳在私家车队和大型客车车队中也进行了 PHEV 的推广。截至 2019 年底，深圳总共推广了超过 13 万辆插电式混动小客车，保有量占比 5%。大型客车推广了 198 辆，占 1%。深圳历年来推广的 PHEV 已给深圳的道路交通部门带来 96 吨 NO_x 、362 吨 HC 和 5 吨 $\text{PM}_{2.5}$ 的减排。深圳本地电厂排放的增加与道路交通部门的削减相比几乎可以忽略不计，外地电厂的 NO_x 排放增加 27 吨， SO_2 排放增加 14 吨。

燃料生命周期温室气体总量减排评估结果显示，深圳历年来在各车队推广的 PHEV 获得了近 26 万吨的温室气体总量减排效益。其中，小型客车贡献了 25 万吨减排量。

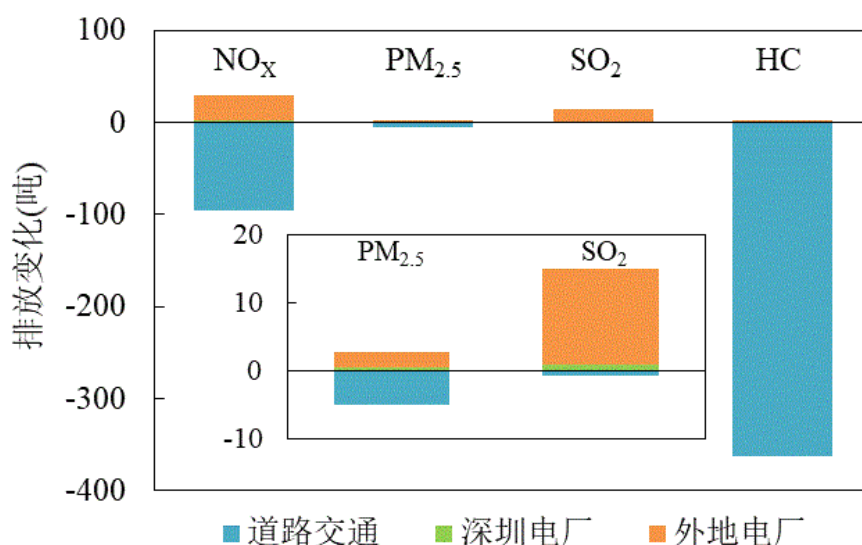


图 3.17 深圳 PHEV 推广现状对道路交通和电厂污染物排放影响

（2）深圳 2030 年道路交通源排放清单及总量削减效益

本研究预测了 2030 年深圳道路交通源排放清单（不考虑摩托车）。在不考虑 EV 引入的情况下，2030 年深圳分别排放 HC、 NO_x 和 $\text{PM}_{2.5}$

1.5、1.5 和 0.03 万吨。其中，对 HC 排放贡献最大的是小客车（62%），其次是轻型货车（19%）。对 NO_x 和 $\text{PM}_{2.5}$ ，中重型货车、中大型客车以及公交车是重要贡献车队。中重型货车贡献了 NO_x 和 $\text{PM}_{2.5}$ 排放的 34%和 34%；中大型客车分别贡献了 29%和 17%；公交车则分别贡献了 17%和 11%。

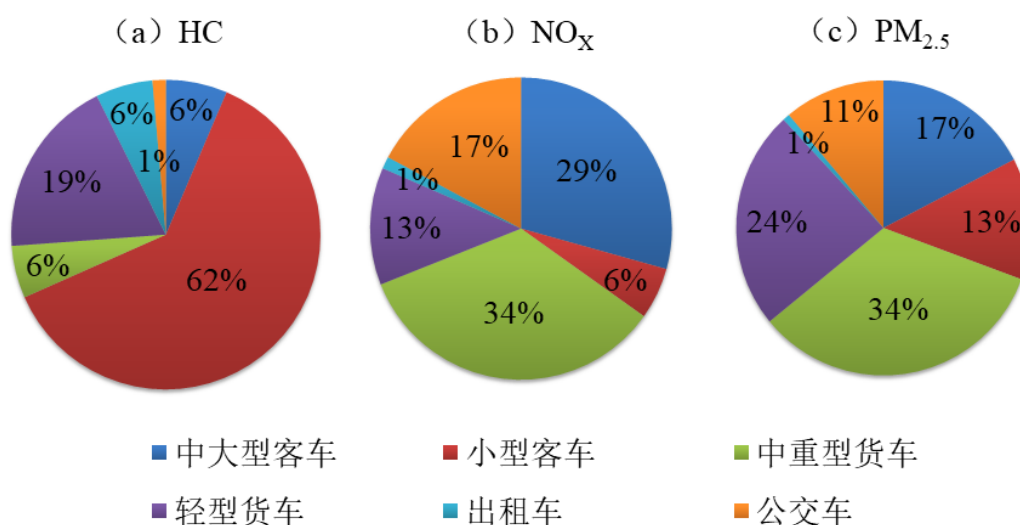


图 3.18 深圳 2030 年道路交通部门各车型排放占比

通过实现本研究中政策参考情景的电动化率，道路交通部门排放可因此削减 HC、 NO_x 和 $\text{PM}_{2.5}$ 37%，43%和 42%的排放。

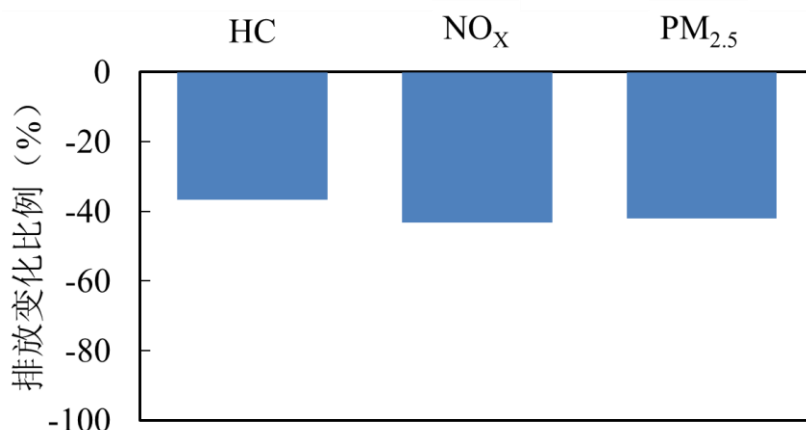


图 3.19 深圳 2030 年道路交通源电动化排放变化比例

研究细分了各个车队对深圳道路交通源排放削减总量的贡献率。小型客车、轻型货车和出租车是 HC 削减贡献最高的两类车队，分别贡献了 42%、29%和 16%。对于 NO_x，公交车、中大型客车和中重型货车是削减贡献最高的三类车队，分别贡献了 40%、20%和 18%。PM_{2.5} 削减贡献最高的车队为轻型货车、公交车和中重型货车，分别贡献了 32%、26%和 21%的 PM_{2.5} 减排量。

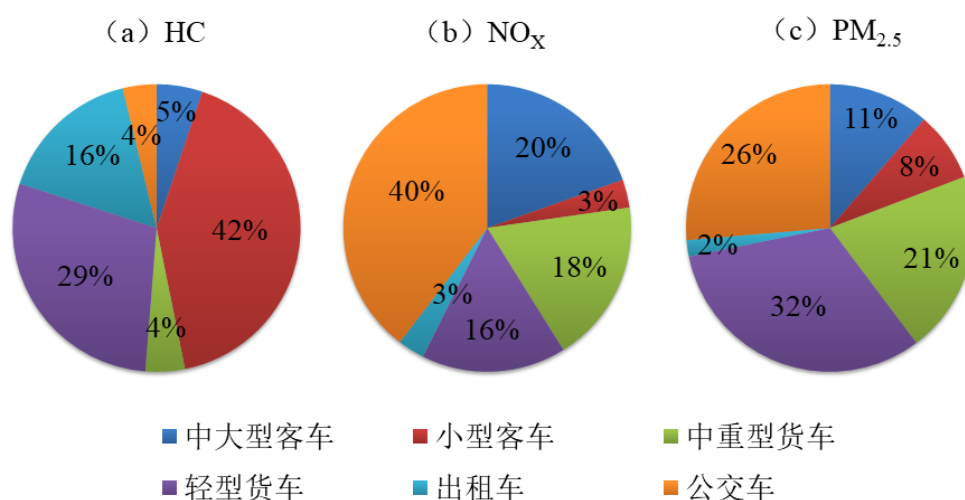


图 3.20 深圳各车队电动化对道路交通部门污染物排放削减的贡献

(2) 深圳道路交通源逐时排放削减效益

本研究以 NO_x 为例，基于路网逐时排放清单计算了政策参考情景下客运部门电动化及货运部门电动化前后的逐时排放差异。研究发现，客运电动化可以减少客运部门 53% 的 NO_x 排放，在时间分布上白天高峰时段（早 7 点—晚 8 点）的 NO_x 排放被大幅削减。货运电动化后可以削减 32% 的 NO_x 排放。

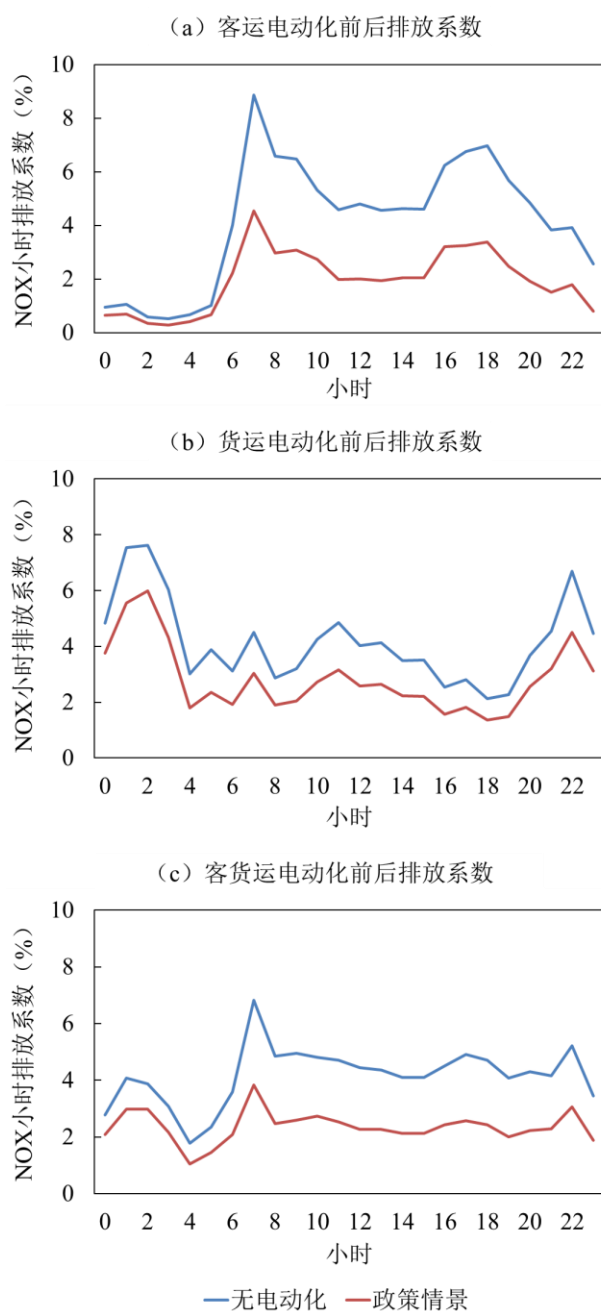


图 3.21 深圳 2030 年道路交通部门电动化前后逐时排放系数

(3) 深圳道路交通和电厂部门总量减排效益

研究在建立 2030 年道路交通和电厂部门排放清单的基础上，评估了政策参考情景下两部门总量减排效益。政策参考情景下，道路交通部门 HC、NO_x 可削减 0.5、0.6 万吨，PM_{2.5} 和 SO₂ 可削减 140 和 6 吨。由于 2030 年电厂已完成超低排放改造，电动化对上游电厂的排放增量影响较小。

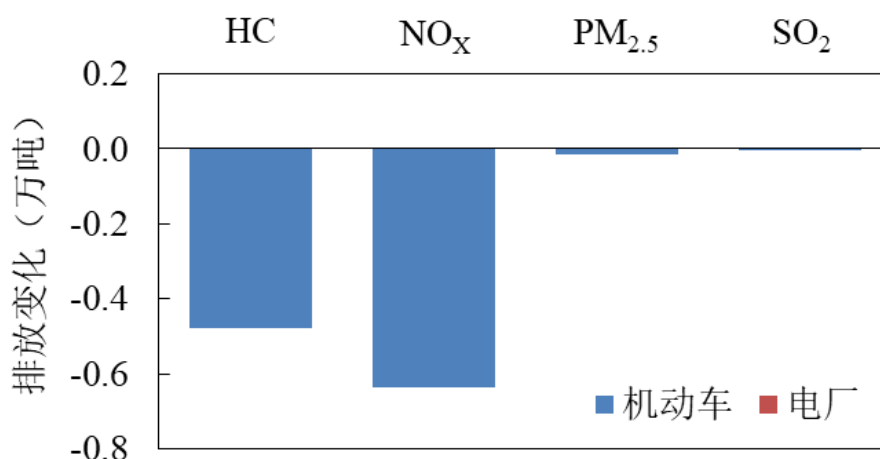


图 3.22 深圳 2030 年道路交通和电厂部门排放总量变化

研究还探究了燃料生命周期温室气体排放总量的变化，并在第六章中进行了货币化价值的评估。政策参考情景下，深圳可削减生命周期温室气体减排约 500 万吨，其中客车、货车及公共车队的贡献比例分别为 48%、31%和 21%；极端电动化情景下，减排量可达到约 1300 万吨，客车、货车及公共车队的贡献比例分别为 65%、27%和 8%。

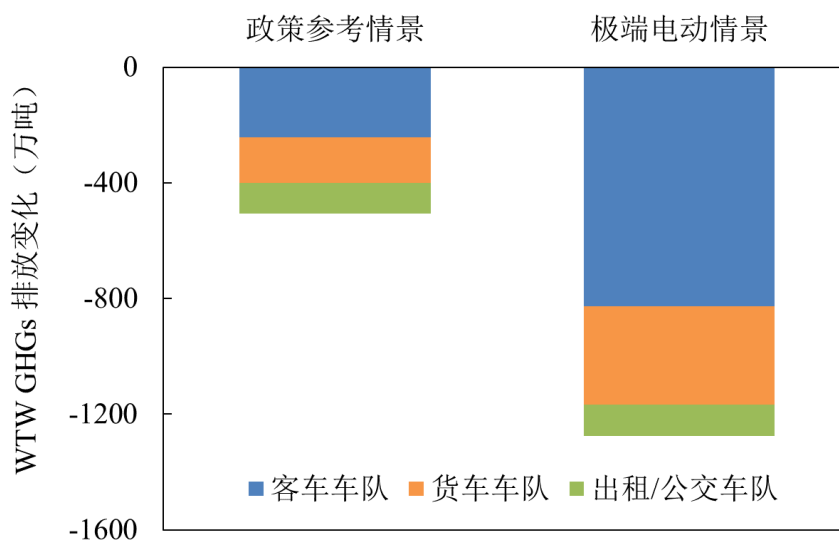


图 3.23 深圳 2030 年燃料生命周期温室气体减排效益

3.3 本章小结

研究从单车和车队两个层面，对车辆电动化的污染物和温室气体减排效益进行了评估。

(1) 在单车层面，由于电力构成的清洁化以及电厂超低排放的推进，EV 的推广可实现深圳小客车和公交车 VOC、NO_x、PM_{2.5} 和 SO₂ 的生命周期减排。在北京，EV 的推广可实现小客车和公交车 VOC、NO_x 和 PM_{2.5} 的生命周期减排。纯电动小客车的 VOC 减排比例在北京和深圳分别达到 95%和 98%；公交车的 NO_x 减排比例则达到 90%和 95%。此外，EV 同样可以实现温室气体 CO₂ 和 BC 的生命周期减排。随着未来电力构成的持续清洁化，EV 的生命周期排放还将持续下降，环境效益将更加显著。

(2) 在车队层面，深圳历年来在各车队推广的 EV 总量已给深圳的道路交通部门带来 1.1 万吨 NO_x、超 2000 吨 HC 和超 300 吨 PM_{2.5}

吨的减排。其中，出租车是 HC 削减贡献最高的车队（60%）；公交车为 NO_x（58%）和 PM_{2.5}（62%）削减贡献最高的车队。政策参考情景下，2030 年北京道路交通部门 HC、NO_x 可削减 1.2、1.6 万吨，PM_{2.5} 和 SO₂ 可削减 320 和 70 吨；深圳 HC、NO_x 可削减 0.5、0.6 万吨，PM_{2.5} 和 SO₂ 可削减 140 和 6 吨；削减比例在 25%-45%之间。由于 2030 年电厂已完成超低排放改造，电动化对上游电厂的排放增量影响较小。政策参考情景下，北京和深圳分别可削减生命周期温室气体减排约 350 和 500 万吨；极端电动化情景下，减排量可达到约 850 和 1300 万吨。

第四章 基于道路在线测量的车辆电动化环境影响效益评估

课题组开发并利用搭载快速响应高分率仪器的跟车测试平台及适合道路边 NO 浓度测试的空气质量监测微站,开展对北京和深圳及其周边实际道路和道路边环境的污染物浓度测试,并对车辆电动化对典型交通环境的浓度削减效益进行了评估。

4.1 实际道路跟车测试

为了测量不同燃料公交车的瞬态污染物排放浓度及计算污染物排放因子,研究搭建了高精度道路跟车测试系统(Chasing)。系统由进气管路、CO₂和NO_x气态模块、BC和PM颗粒物模块、行车记录仪和GPS等组成(见图4.1),可实现目标车辆尾流中CO₂、NO_x、BC等的瞬态逐秒测量,也可获得实际道路的污染物排放因子。仪器的规格参数见表4.1。

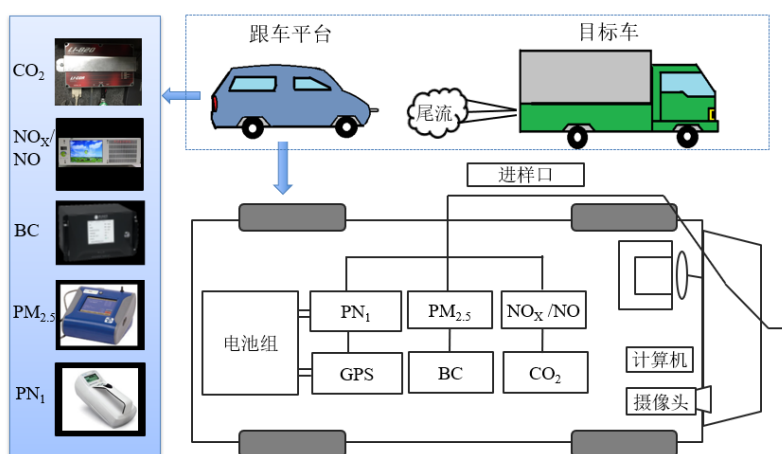


图 4.1 新型跟车测试系统

表 4.1 跟车测试设备规格参数

名称	CO ₂ 仪	NO _x 仪	BC 仪器	PM _{2.5} 仪
用途	CO ₂ 体积浓度	NO _x /NO 体积浓度	BC 质量浓度	PM _{2.5} 质量浓度
量程	0~20000 ppm	0~50000 ppb	0.01~100 μg /m ³	0.001~400 mg/m ³
测试分辨率	0.01 ppm	0.01 ppb	0.001 μg/m ³	1 μg/m ³
时间分辨率	1 s	1 s	1 s	1 s
型号	Li-820	nCLD66	AE33	DustTrak
厂家	LI-COR	Physics AG	Magee	TSI

4.1.1 跟车测试方法介绍

跟车测试通过追踪目标车（前车）经过快速稀释后的尾气，并利用先进仪器分析大气污染物（如 NO_x、BC 等）和 CO₂ 的浓度变化，得到的 CO₂ 和各污染物与环境背景浓度差，并利用碳平衡法（燃油中碳元素与 CO₂ 的转化关系）建立目标车基于燃料消耗的单车排放因子。该方法具有大样本采样和反映实际道路工况等优点。

跟车测试流程如下：

步骤 1、**校准**：为了确保跟车测试结果的准确性，跟车测试前利用氮气和标准气体分别对 CO₂ 仪、NO_x 仪和 NO 仪等气态污染测试

仪进行零点和量程点的两点法校准，对颗粒物测试仪使用高效空气过滤器（HEPA）进行零点校准；标定结束后，通过流量计对总进样口（采样管）进行检漏操作；测试结束利用对应的标准气体对各仪器测试浓度漂移检查，以确认当日仪器是否运行正常。

步骤 2、开展跟车测试：跟车开始前先采集道路背景浓度，即跟车测试平台不跟在车辆后，尽量保持仪器车前方 50 米内无其他车辆排放影响，并尽量保持与跟踪的目标车辆所处车道相同；选定目标车辆，追及目标车辆，当仪器车与目标车辆的距离接近时，记录“测试开始”，并记录目标车辆的车尾车牌号码；开始超越目标车辆，并在离开目标车辆的车尾时记录“测试结束”。超车后，在原车道采集道路背景浓度，完成一个测试循环。每天可开展 30-50 个测试循环（样本量）。

步骤 3、校验：结束测试任务，回到实验基地，用标准气体分别对 CO₂ 仪、NO_x 仪和 NO 仪等气态污染测试仪进行量程点的校验，避免仪器在使用过程中出现问题，影响数据质量，以提高数据准确性。

按下式求出以 g/kg 燃料为单位的污染物 NO_x 和 BC 排放因子 EF_P：

$$EF_P = \left(\frac{\Delta[P]dt}{\Delta[CO_2]dt \left(\frac{MW_C}{MW_{CO_2}} \right)} \right) w_c \quad (4-1)$$

式中：Δ[i]=[i]-[i]₀；i=CO₂、P（NO_x、BC）；Δ[i]代表污染物 i 的增量，[i]代表跟车测试仪器得到的污染物 i 浓度，[i]₀表示污染物 i 道路背景浓度的值；以 CO₂ 为例，Δ[CO₂]为目标车排出的 CO₂ 尾气经过大气稀释后的浓度，[CO₂]为 CO₂ 仪器测得的 CO₂ 浓度，[CO₂]₀表示 CO₂ 的道路背景浓度，Δ[CO₂]=[CO₂]-[CO₂]₀；EF_P表示每 kg 燃料所排放的污染物 P 的克数，单位为 g/kg 燃料；MW_C是碳的相对分子质量，为

12; MW_{CO_2} 是 CO_2 的相对分子质量, 为 44; ω_C 是目标车所使用燃料中碳元素的质量占比。

4.1.2 跟车和车载同步测试

车载测试 (Portable Emission Measurement System, PEMS) 是实际道路尾气排放测试的法规方法。本研究构建了 Chasing-PEMS 同步测试体系以用于评估跟车测试系统获得的车辆排放因子的准确性, 该体系如图 4.2 所示。表 4.2 为 PEMS 测试设备的规格参数。

表 4.2 PEMS 测试设备规格参数

污染物	测试方法	量程	分辨率	准确度
CO_2	不分光红外分析法 (NDIR)	0~18%	0.01%	$\pm 0.1\%$
NO	不分光紫外分析法 (NDUV)	0~3000 $\times 10^{-6}$	1 $\times 10^{-6}$	$\pm 15 \times 10^{-6}$
NO_2	不分光紫外分析法 (NDUV)	0~1000 $\times 10^{-6}$	1 $\times 10^{-6}$	$\pm 10 \times 10^{-6}$

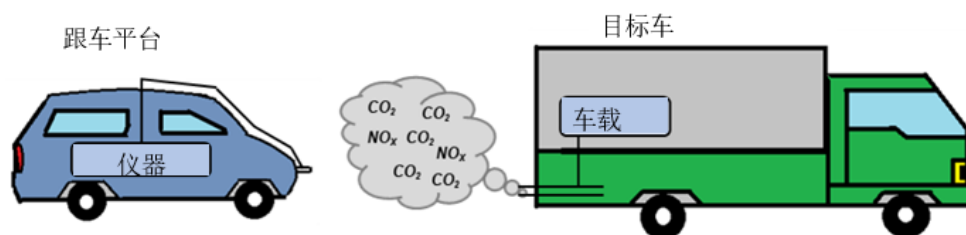


图 4.2 跟车-车载同步测试体系

同步测试流程如下:

步骤 1: 选取一辆已知车辆车型、排放标准等信息的车辆作为目

标车，并在目标车上安装采样管、稀释器和车载仪器。

步骤 2：利用跟车测试仪器车对事先选定的正在进行车载测试的目标车进行模拟跟车测试，完成约 5min 的跟车测试和测试道路背景值的流程，即完成一辆次的车载-跟车测试。

为评估跟车测试结果的准确性，重复以上测试步骤，对一辆车完成十几辆次的同步测试。

为了验证跟车测试结果的可靠性，课题组于 2017-2018 年在北京六环及其附近开展 12 辆重型货车的跟车-车载同步对比测试，对 12 辆重型货车进行同步测试得到的 245 辆次的数据进行分析，测试现场见图 4.3。国三、国四和国五排放标准的重型货车各 4 辆，其中国四以上排放车辆有 SCR 后处理装置。对一辆车在高速和低速进行多辆次的跟车测试，以更好的评估跟车测试数据的准确性。

结果表明（见图 4.4），基于车辆的排放因子（g/kg_fuel），跟车和车载的 NO_x 相对误差在 20% 内，跟车测试和车载测试的数据结果有很好的一致性。



图 4.3 Chasing-PEMS 同步测试现场

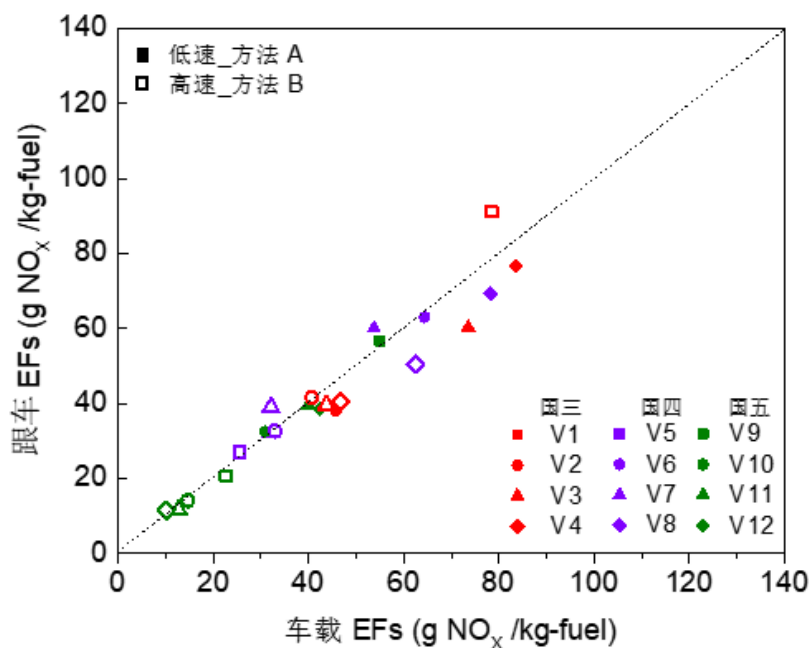


图 4.4 车载和跟车测试的 NO_x 排放因子比较

4.2 实际道路公交车排放特征

课题组在北京、深圳及其周边选取典型道路开展公交车跟车排放测试，以获得实际道路不同燃料公交车的排放特征。

4.2.1 北京和深圳公交车跟车测试概况

研究选取北京长安街沿线及海淀区，深圳福田区、罗湖区和龙华新区开展不同燃料公交车跟车测试，由于深圳公交已全部实现电动化，因此选取深圳周边的东莞市区开展天然气公交车跟测任务（下文深圳天然气车测试地点均为东莞市区）。不同燃料公交车测试现场如图 4.5 所示，测试信息如表 4.3 所示，其中两地的测试工作均在夏季展开，测试环境温度相当，深圳由于沿海，湿度高于北京，两地的公交车速

相当，均值为 20 km/h 左右。



(a)柴油公交车



(b)天然气公交车



(c) 电动公交车

图 4.5 不同燃料公交车测试现场

表 4.3 公交车测试信息汇总

地点	时间	公交车燃料	样本量	车速 (km/h)	温度 (°C)	湿度 (%)
北京	2019/06/15- 2019/06/23	柴油、天然气 和电动	171	21±10.3	36±3.7	30±12.3
深圳及 周边	2019/04/22- 2019/04/29	天然气和电动	118	20±10.5	34±3.0	53±8.6

4.2.2 公交车污染物浓度排放特征

跟车直接测试到的污染物浓度包括跟车测试期间道路背景浓度和污染物浓度增量两部分，其中污染物浓度增量为目标车直接排放的污染物经过短时间稀释的浓度，通常稀释比在 1000-5000 之间。研究在北京和深圳测得的公交车 NO_x 跟车排放浓度如图 4.6 所示，电动车行驶时的 NO_x 道路浓度仅为 99 ppb，比柴油（1198 ppb）和天然气公交车浓度均值低 1 个数量级以上；深圳天然气车 NO_x 浓度比北京的天然气车高，可能与公交车控制技术和监管有关。BC 浓度如图 4.7 所示，天然气和电动车行驶时的 BC 道路浓度中值比柴油车浓度中值低 5 倍，比柴油 BC 高排车低 50 倍左右。

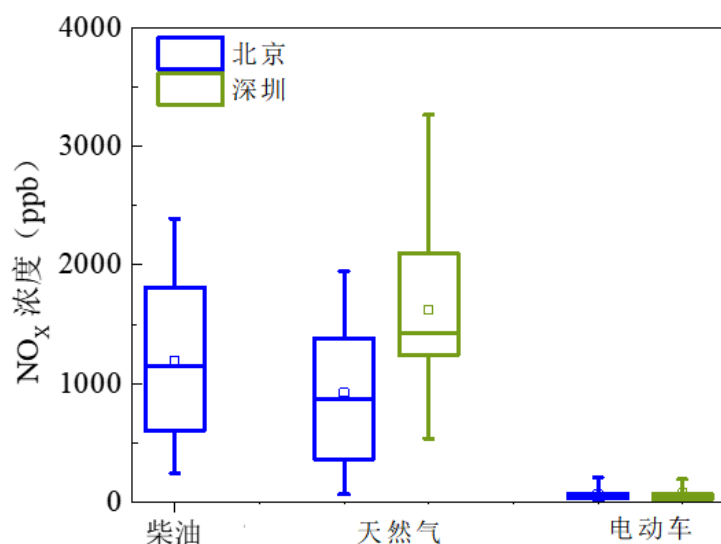
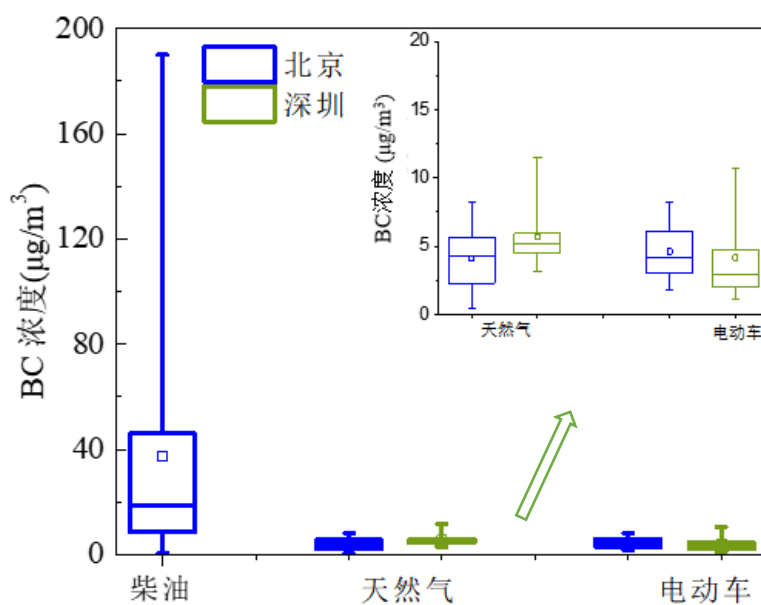
图 4.6 不同燃料公交车的道路 NO_x 浓度对比

图 4.7 不同燃料公交车的道路 BC 浓度对比

利用跟车测试方法计算得到基于油耗的污染物排放因子 ($\text{g}/\text{kg}_{\text{fuel}}$), 而所测试公交车有柴油、天然气等燃料, 因此根据不同燃料的低位热值 (柴油: $42.7 \text{ MJ}/\text{kg}_{\text{fuel}}$, 天然气: $48 \text{ MJ}/\text{kg}_{\text{fuel}}$) 和公交车在 $20 \text{ km}/\text{h}$ 车速下的能量消耗, 将 $\text{g}/\text{kg}_{\text{fuel}}$ 的排放因子换算

为 g/km 单位进行比较（电动车的转换参数参考天然气车）。

如图 4.8 所示,北京柴油公交车的 NO_x 排放因子均值为 10.5 g/km, 天然气公交 (CNG&LNG) 的 NO_x 排放因子均值则为 7.0 g/km; 由于北京的天然气公交分为 CNG 和 LNG 两种,将北京的天然气公交中的 CNG 和 LNG 公交车进行进一步比较 (见图 4.9), 结果表明 LNG 比 CNG 公交的 NO_x 排放均值高 1 倍。而深圳天然气公交车 (均为 LNG 车) 的 NO_x 排放因子均值则为 15.1 g/km, 比北京柴油公交车排放因子高 44%, 电动公交车的 NO_x 排放则很低, 其值不为零主要是测试时受到道路环境 NO_x 浓度的影响。

对于 BC 排放,由图 4.10 可知,柴油公交的 BC 均值为 0.12 g/km, 其中的 BC 高排车应引起重视,而两地的天然气公交车的 BC 排放因子均较低, BC 排放仅为柴油公交的 10%左右,而电动公交车的 BC 排放因子略低于天然气公交车,表明用天然气替代柴油或公交电动化可以显著降低 BC 的排放。

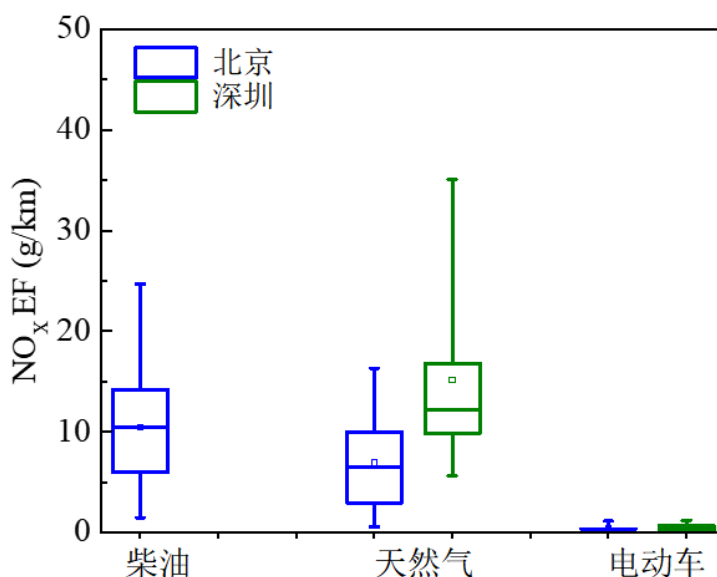


图 4.8 不同燃料公交车的道路 NO_x 排放因子对比

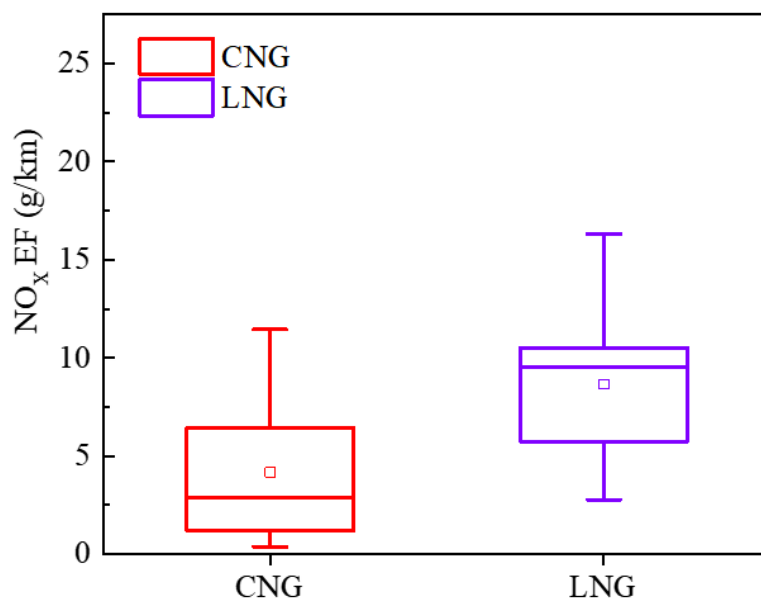
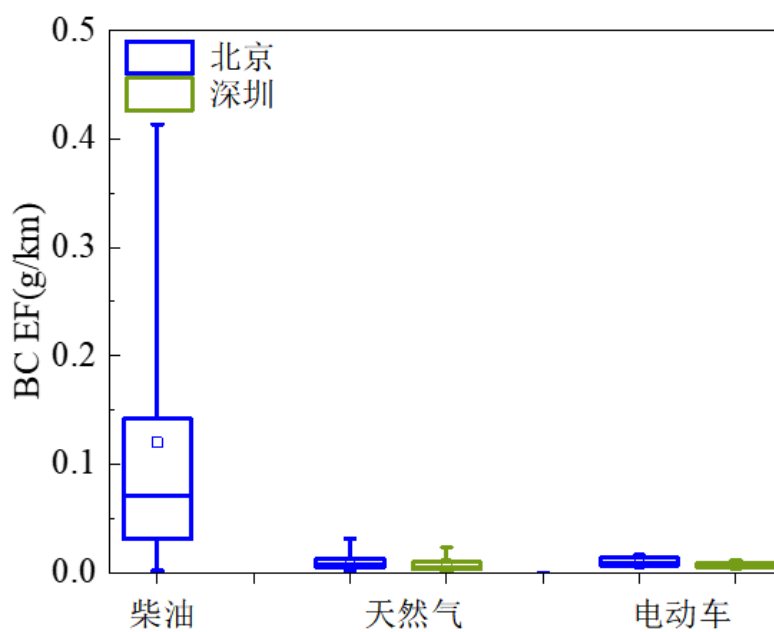
图 4.9 北京 CNG 和 LNG 公交车 NO_x 排放因子差异

图 4.10 不同燃料公交车的道路 BC 排放因子对比

4.3 公交车队电动化道路边加密观测

为了进一步评估公交车队电动化的环境影响，研究选取了实施车辆电动化的一个典型公交场站，利用空气质量监测微站在电动化后的公交场站附近道路开展观测，选取了以公交为主和公交、社会车辆混合的两类道路进行 24 h 加密观测，以评估公交电动化对道路边污染物浓度的真实影响。

4.3.1 加密观测概况

机动车尾气管排放的 NO_x 主要以 NO 为主，NO 更能直接体现交通排放的影响，因此研究着重关注微站监测的 NO 浓度。为了保障数据质量，项目组测试前对计划布设的多台微站进行了平行对比测试（见图 4.11），并利用跟车测试的 NO 仪器对微站进行校准修正，结果表明（见图 4.12），跟车测试和微站的 NO 浓度相关性较高， R^2 达到 0.93，表明微站的性能较好，测试结果可靠。根据实测的温湿度和大气压等环境参数，将微站的数据单位由 ppb 转换为 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。



图 4.11 多台微站平行对比

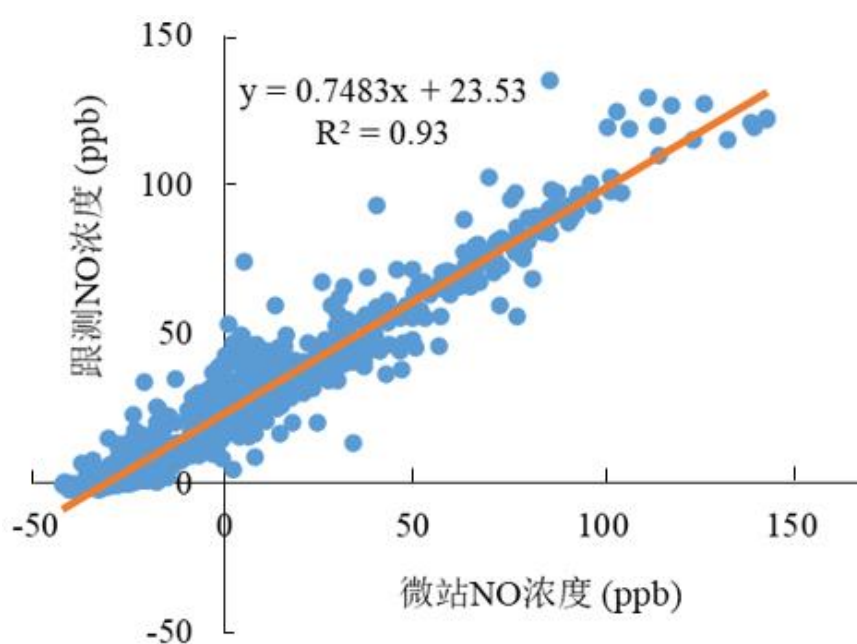


图 4.12 跟车测试和微站的 NO 浓度相关性

研究选取的刘庄北公交场站位于通州，于 2019 年 10 月前后完成 615 路和 667 路约 100 辆电动车替代柴油公交车的电动化任务，且在

早晚高峰时间段加开专 77 路，快速直达专线 54 路等电动公交车，日公交车流量达 560 余辆次（往返，早 5 点至晚 10 点），高峰小时公交流量达 50 辆。研究选取刘庄北公交场站附近的南北向道路和京榆旧线的东西向道路布设 4 个空气质量监测微站，开展 24 h 空气质量监测，测试地点分布及现场见图 4.13。除了监测 NO 浓度外，同时监测温湿度、风速风向等气象条件，以更好的筛选和分析有效数据。测试时间段为 2019/11/10-2019/11/14。1#点位（1-1，1-2）位于公交场站附近，公交车车流主导，其他车型流量较小（双向 2 车道+辅路）。2#点位（2-1，2-2）则位于京榆旧线，除公交外其他车型流量较大（双向 4 车道+辅路）。



图 4.13 测试地点及现场

4.3.2 电动化前后道路浓度变化特征

由于北京冬季盛行西北风，因此研究筛选 1#两个点位风向为西

风时，风速大于零的 NO 数据为有效数据，其中 1-1 点为上风向，1-2 点位下风向；同理，2#点位则筛选风向为北风的有效数据，其中 2-1 点为上风向，1-2 点为下风向。将经过筛选的有效数据进行下一步分析。如图 4.14 和图 4.15 所示，以电动公交为主的 1#点位道路，NO 浓度均值 $42.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，西风时，1#下风向（1-2 点）NO 浓度均值比上风向（1-1 点）高 9%（ $3.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。电动公交及其他社会车辆混合的 2#点位道路，NO 浓度均值则为 $67.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，北风时，2#下风向（2-2 点）NO 浓度均值比上风向（2-1 点）高 39%（ $32.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。公交电动化导致的 1#点位上下风向的浓度差几乎消失，表明电动公交车占据重要影响的道路可以显著降低道路边 NO 浓度，随着北京其他社会车辆电动化的推广，道路边 NO 浓度可进一步下降。

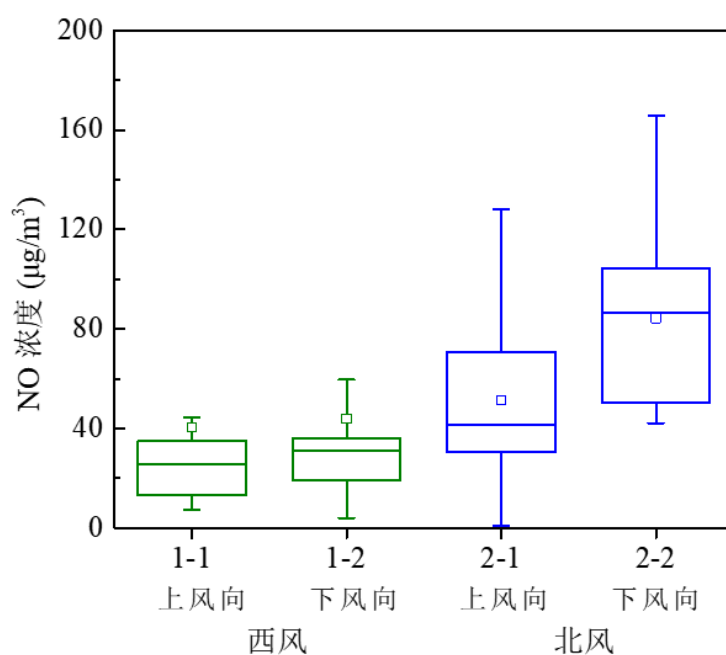


图 4.14 1#和 2#点位上、下风向 NO 浓度差异

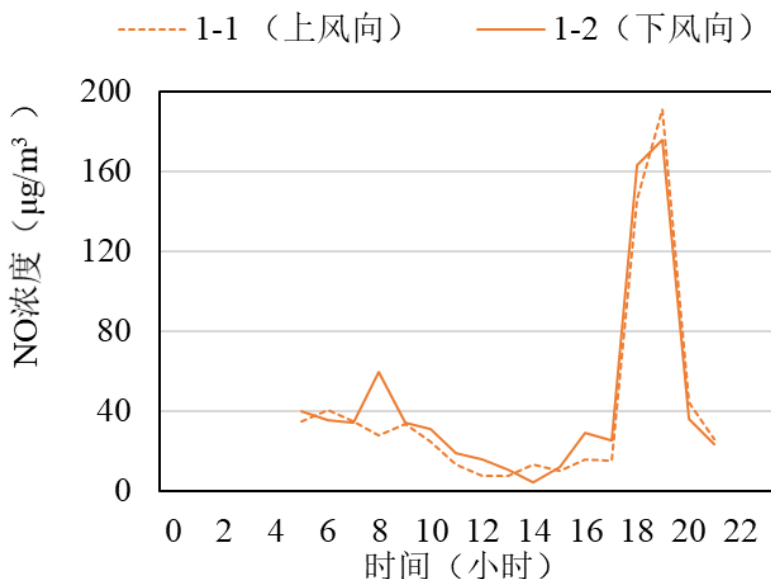


图 4.15 公交车主导的站点小时浓度比较（5 点至 22 点）

4.4 本章小结

通过在北京和深圳及其周边开展实际道路和道路边环境的污染浓度测试，评估电动化对典型交通环境的浓度削减效益，得到结论如下：

（1）电动公交车行驶时的 NO_x 道路浓度远低于柴油和天然气公交。电动公交车行驶时的 NO_x 道路浓度均值（99 ppb）比柴油和天然气公交车浓度低 1 个数量级以上。电动车行驶时的 BC 道路浓度中值（ $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）比柴油车浓度中值低 5 倍，比柴油 BC 高排车低 50 倍左右。

（2）与柴油公交车相比，天然气公交车的 NO_x 排放因子并未显著下降，甚至略高。柴油公交车的 NO_x 排放因子均值为 $10.5 \text{ g}/\text{km}$ ，深圳和北京的天然气公交车排放因子均值分别为 $15.1 \text{ g}/\text{km}$ 和 7.0

g/km, 电动公交车的 NO_x 排放因子则显著低于柴油和天然气公交车。天然气车的 BC 排放仅为柴油公交的 10%左右, 电动公交车的 BC 排放略低于天然气车, 表明天然气和电动公交车均可显著降低 BC 排放。

(3) 公交车电动化可显著降低道路边 NO 浓度。以电动公交车为主的道路, 上下风向 NO 浓度几乎相当, 两者仅相差 9% ($3.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 而电动公交和其他社会车辆混合的道路, 下风向道路边 NO 浓度比上风向高 39% ($32.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。电动公交车占据重要影响的道路可以显著降低道路边 NO 浓度, 随着北京其他社会车辆电动化的推广, 道路边 NO 浓度可进一步下降。

第五章 车队电动化空气质量改善效益评估

在评估电动化的总量减排效益基础上,研究耦合区域尺度空气质量模型系统 CMAQ/2D-VBS 与高分辨率污染扩散模型 RapidAir,从城市和道路尺度综合评估了电动化给北京和深圳带来的空气质量改善效益 ($\text{PM}_{2.5}$ 、 O_3 、 NO_2)。

5.1 多尺度耦合的空气质量模拟系统方法学

5.1.1 综合排放清单的建立

多部门综合排放清单包含不同行业部门以及多种污染物,是空气质量模型 CMAQ (Community Multi-scale Air Quality model) 的重要输入。主要的排放部门包括:工业生产、移动源、电厂、钢铁、水泥、民用燃料、开放燃烧和溶剂使用等。涉及的主要污染物包括: SO_2 、 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、BC、有机碳(OC)、非甲烷碳氢(NMVOC)和氨(NH_3)。本研究中,除了道路移动源排放清单采用上文阐述的道路交通源排放清单及电厂排放清单,除此以外的人为源排放清单数据来自于清华大学王书肖课题组^[39]建立的全国高时空分辨率排放清单,其中面源排放采用排放因子法确定,电厂点源排放采用排放单元法确定。此外,对于 NMVOC,自然源的排放量也不可忽略,本研究采用 MEGAN 模型计算自然源排放的 NMVOC 排放量,并合并到上述人为源排放清单中,作为 NMVOC 排放的输入。

5.1.2 多尺度空气质量耦合模型系统

为探究城市整体-城区-局部交通热点区域的空气质量影响，本研究耦合多个先进模型建立了多尺度的空气质量模拟系统。在城市层面，利用区域多尺度空气质量模型（CMAQ/2D-VBS）分析北京电动化的空气质量浓度改善效果。在城市局部热点区域，使用 RapidAir 模型对道路边污染物浓度变化进行模拟。

（1）区域多尺度空气质量模型 CMAQ 模拟技术路线

作为三维空气质量模型的主要代表之一，由美国环境保护署开发的第三代多尺度多污染物空气质量模式 CMAQ 能够再现和模拟大气污染形成过程中的迁移、沉降等物理作用以及光化学反应、多相分配等化学过程，是研究中应用最为普遍的空气质量模式之一。传统 CMAQ 模型对二次有机气溶胶生成过程的过度简化，普遍出现对颗粒物二次组分的明显低估。为改善这个问题，赵斌^[40]将考虑氧原子数与碳原子数比值和挥发性两个维度区分有机组分的二维挥发性区间模型模块引入到 CMAQ 模型中，从而开发了 CMAQ/2D-VBS 模型。图 5.1 展示了 CMAQ 模型系统的总体框架，其核心模块包括：处理气象数据的气象-化学机制接口处理模块（MCIP）、初始条件处理模块（ICON）、边界条件处理模块（BCON）、光解速率处理模块（JPROC）、以及最为核心的 CMAQ 化学-传输模型（CCTM）。

CMAQ 模拟的气象场用气象预报和研究模式 WRF（Weather Research and Forecasting model）版本 3.4 模拟提供。WRF 模型是由美国国家大气研究中心（NCAR）和国家环境预测中心（NCEP）等多个研究机构共同开发和维护的一个中尺度数值气象预报模式。模拟

采用三层嵌套的方式进行，外层低分辨率的模拟结果为内层高分辨率的模拟结果提供边界条件，最外层网格的边界条件采用模型内置的缺省值，网格分辨率分别为 $36\text{ km} \times 36\text{ km}$ 和 $12\text{ km} \times 12\text{ km}$ 和 $4\text{ km} \times 4\text{ km}$ ，WRF 模型模拟域比 CMAQ 模型模拟域在四个方向上均多 6 个网格。对于北京和深圳，最外层模拟区域均为东亚的大部分区域，包括中国大陆的全部；第二层模拟区域，北京模拟包括中国东部区域（含京津冀），深圳模拟包括中国的南部区域（含广东省等）；第三层模拟区域，北京模拟包括京津冀区域，深圳模拟包括深圳在内的珠三角区域。

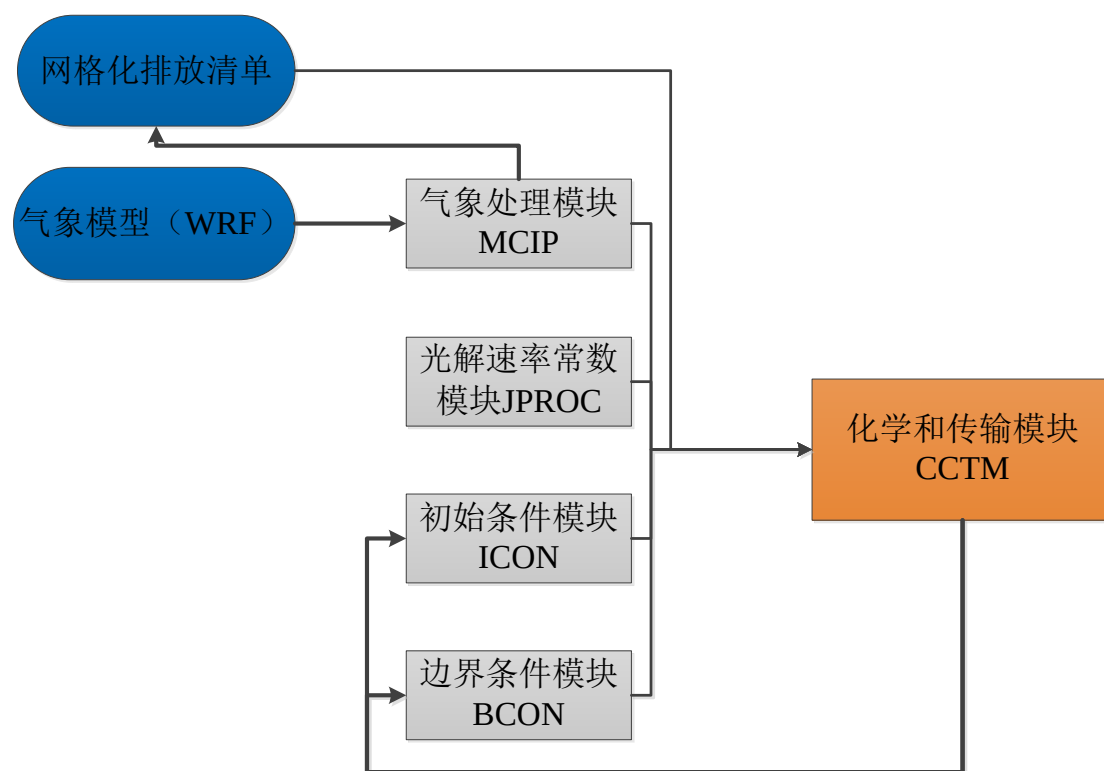


图 5.1 CMAQ/2D-VBS 模型总体框架

（2）城市交通热点高分辨率污染扩散模拟技术路线

AERMOD 模型是基于美国环保局和美国气象学会联合开发高斯烟羽扩散模型（Gaussian Plume Dispersion Model），也是中国官方推荐用于环境评估的首选模型。基于 AERMOD 模型方法学，里卡多能源环境公司模型采用全新的内核烟羽（Kernel Plumes）和卷积算法（Convolution Computing Algorithms），开发了一款城市尺度空气污染物排放扩散高效计算的 RapidAir®模型。RapidAir 是由以距离权重叠加的方式计算每个受体单元的污染物扩散浓度，极大的提高了城市尺度及道路边空气质量模拟的分辨率及效率。模型以排放清单为基础输入，结合本地气象条件及扩散参数设置，基于如图 5.2 所示的计算原理，输出空气污染物浓度。

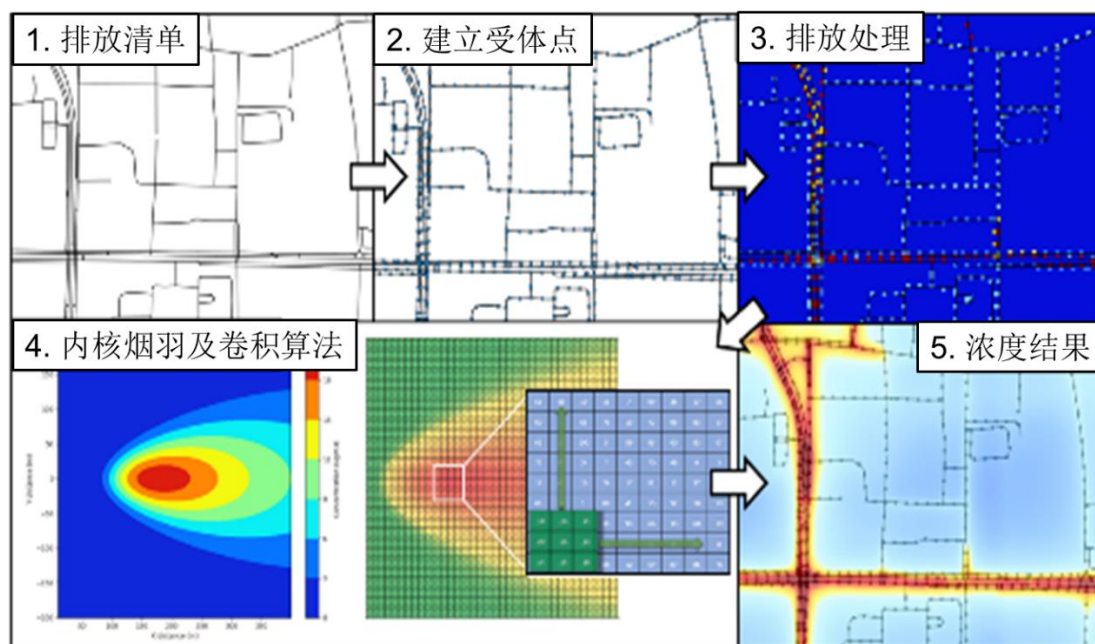


图 5.2 RapidAir®模型模拟原理

与传统城市尺度模型 AERMOD 及 ADMS 相比，RapidAir®模型能够在保持模拟结果相同精确度的同时将道路交通排放的模拟时间

缩短至分钟或秒级别（相应的 AERMOD 和 ADMS 用时可为数天或几小时）。因此，与 AERMOD 和 ADMS 相比，RapidAir 在模拟结果相近的情况下能够快速高效的应对多情景模拟，因此可大幅提升模拟的空间分辨率（如提升到 10 m×10 m 以内）。RapidAir 还内嵌了街区峡谷模型（Street Canyon Model），能够精准描绘建筑密集区域交通环境空气质量状况。

作为排放扩散模型，RapidAir 对于一次污染物的模拟效果较好，因此本研究使用 RapidAir 对深圳全市路网日均排放进行了精度为 5 m 的 NO_x、BC 浓度模拟。模拟中使用的地表及上层气象监测数据来自于美国国家海洋及大气局（National Oceanic and Atmospheric Administration，NOAA）。NOAA 提供了 2019 年深圳市宝安机场监测站点（深圳市内唯一站点，编号 594930）全年逐时数据。地表气象数据主要包括温度、风速、风向、湿度、气压、云量等；上层监测数据为每日 0 时及 12 时地表至高空 10000 m 不等间隔气象监测数据，包括气压、气温、风速等。模型地表参数（Bowen，Rough，Albedo）设置遵循 AERMOD 用户手册中城市指导值；高斯烟羽扩散模型参数（排放高度，受体高度，烟羽初始深度等）设置根据城市机动车排放特征确定。

5.2 北京车队电动化空气质量改善效益

（1）北京整体空气质量改善效益评估

研究基于计算的电动化排放变化量以及建立的综合排放清单，使用 CMAQ/2D-VBS 模型模拟了北京 2030 年的污染物浓度变化。结果

显示,政策参考情景、北京本地极端情景和区域极端情景下,北京六环内年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度相对基准情景分别下降 0.5 ± 0.4 、 1.3 ± 1.0 和 2.3 ± 1.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,三环内浓度削减更显著,三个情景下的 $\text{PM}_{2.5}$ 分别下降0.6-0.8、2.0-2.7和3.0-3.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

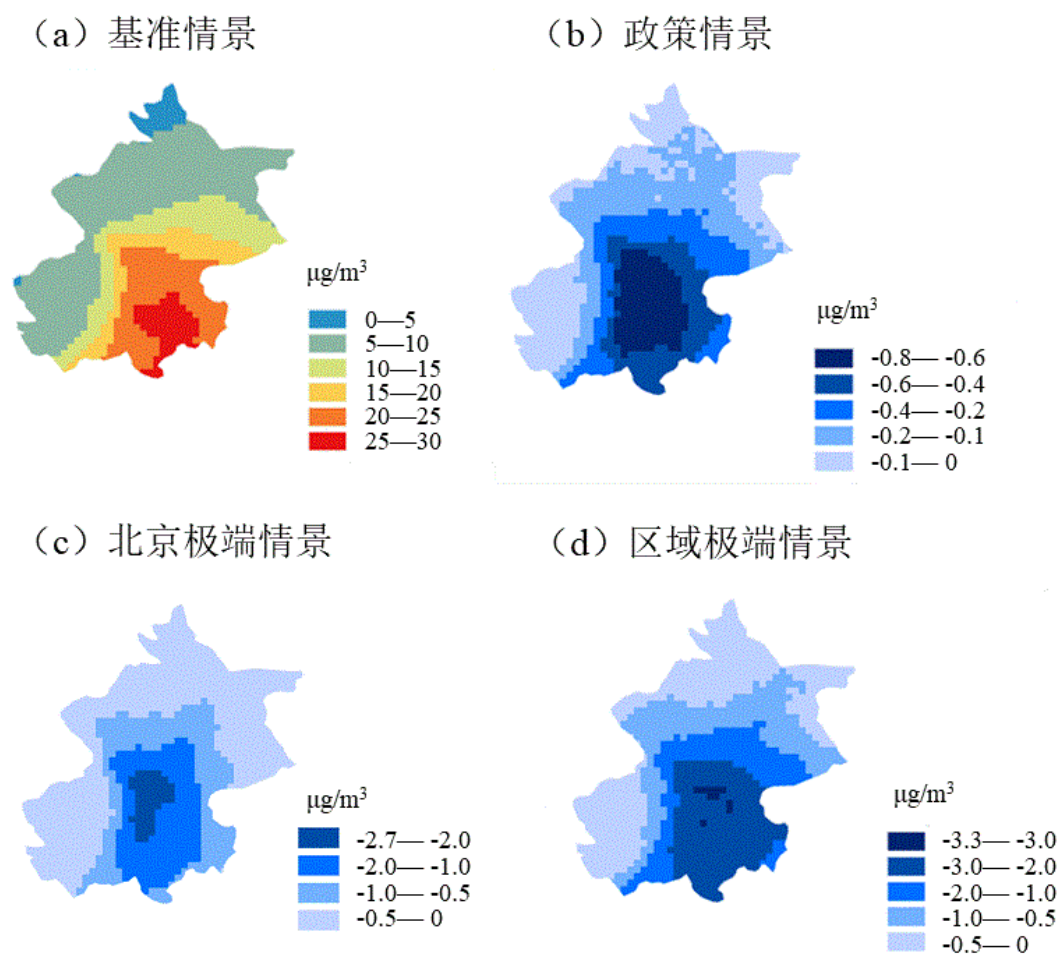


图 5.3 2030 年北京电动化 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度削减效益空间分布

研究深入分析北京六环区域政策参考和区域极端电动化情景下 $\text{PM}_{2.5}$ 各主要化学组分的浓度变化情况。各化学组分的浓度在电动化情景下相比无电动化情景均能获得一定程度的削减。其中硝酸盐(NO_3^-)和二次有机气溶胶(SOA)是对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度削减贡献最大的

两个组分,主要原因是车辆电动化显著削减了前体物 NO_x 和 NMVOC 的排放。但在不同的季节,各化学组分的浓度削减情况有较大差异:1 月份以硝酸盐的削减为主;而在 8 月份,则以 SOA 的削减为主。1 月,由于低温和扩散条件较差等气象条件,硝酸盐基准浓度较高;尽管城区在政策参考情景下的 O_3 浓度有所增加,但得益于 NO_x 排放的显著下降,硝酸盐在 1 月可获得显著削减。相比之下,SOA 在 8 月份的浓度削减相比硝酸盐更加显著,这是由于 8 月份强光照和高氧化剂浓度的条件使得 SOA 的基准浓度较高,而 8 月份的高温条件使得硝酸盐的基准浓度显著低于 1 月。

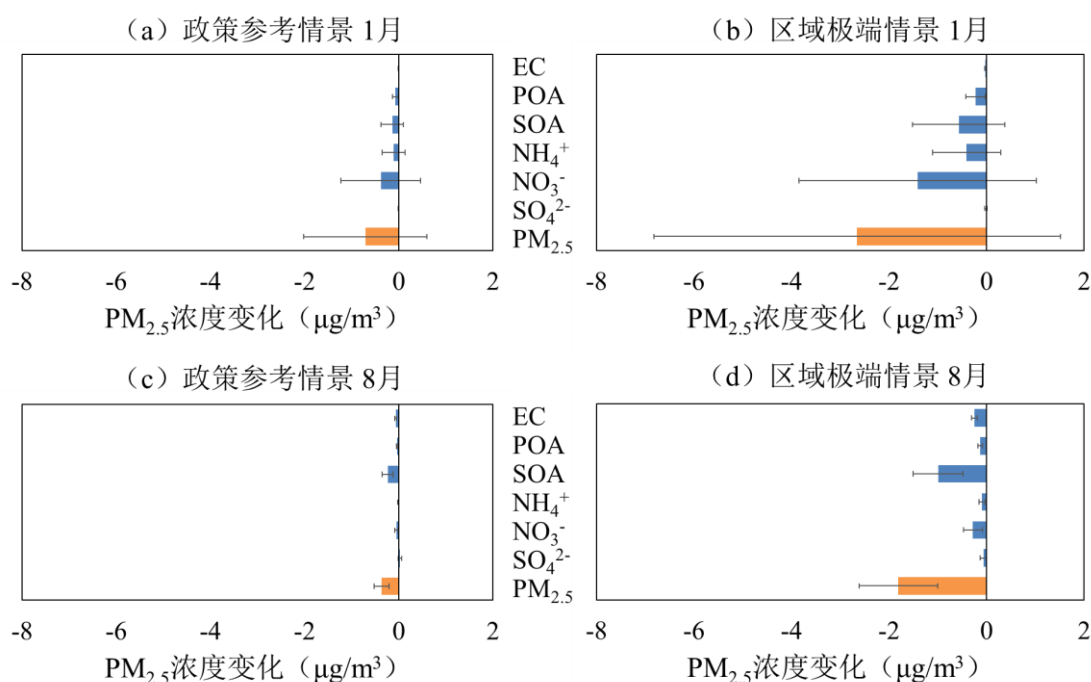


图 5.4 2030 年北京六环内电动化后 $\text{PM}_{2.5}$ 及主要化学组分浓度变化

为了进一步探究电动化对 $\text{PM}_{2.5}$ 超标天的影响,研究提取了污染较严重的冬季月份—1 月的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化,如图 5.5 所示。模拟结果显示,2030 年 1 月,北京南部区域有超标风险(环境空气质量标准

限值, $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 超标区域面积达到 1120 km^2 。政策情景下的车队电动化可帮助 67% 的超标区域实现达标, 使超标区域面积缩小至 368 km^2 ; 实施区域全面电动化策略可削减浓度高值区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度 $3.5\text{--}4.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 帮助所有超标区域达标。

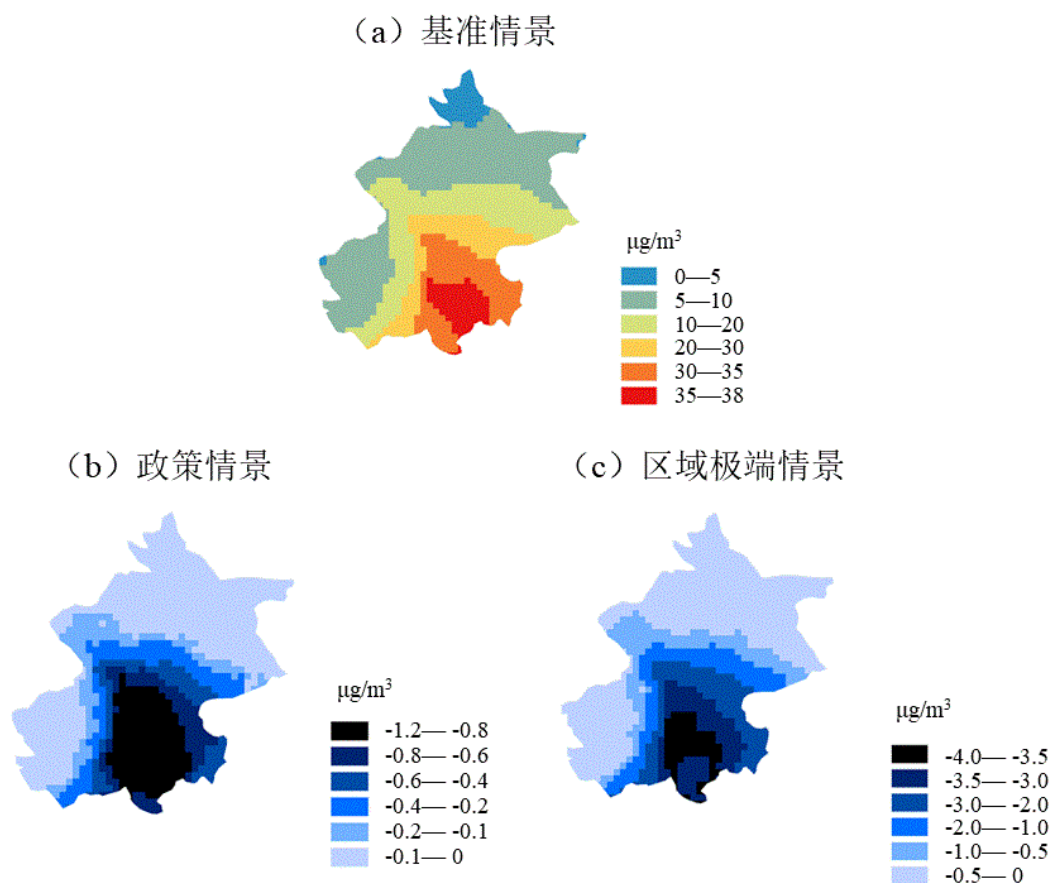


图 5.5 2030 年 1 月北京电动化 $\text{PM}_{2.5}$ 削减效益空间分布

研究还分析了 NO_2 的浓度变化情况, 如图 5.6 所示。模拟结果显示, 政策情景、北京本地极端情景和区域极端情景下, 北京六环年均 NO_2 浓度分别下降 4.3 ± 3.2 、 11.8 ± 9.4 和 $13.5 \pm 11.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于路网更密集、污染更严重的三环内区域, 浓度削减更显著, NO_2 浓度削减可达 $6\text{--}8$ 、 $20\text{--}24$ 和 $20\text{--}25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于三环内存在的近 160 km^2 的 NO_2

浓度超标区域 ($>40 \mu\text{g}/\text{m}^3$)，政策情景下的电动化程度已可帮助所有超标区域实现全部达标。需要说明，由于区域尺度模拟的空间分辨率为 4km ，不足以准确捕捉交通热点地区 NO_2 浓度的绝对值与变化情况，因此本研究的模拟结果无法为 EV 推广是否可帮助交通热点地区达标提供数据参考。

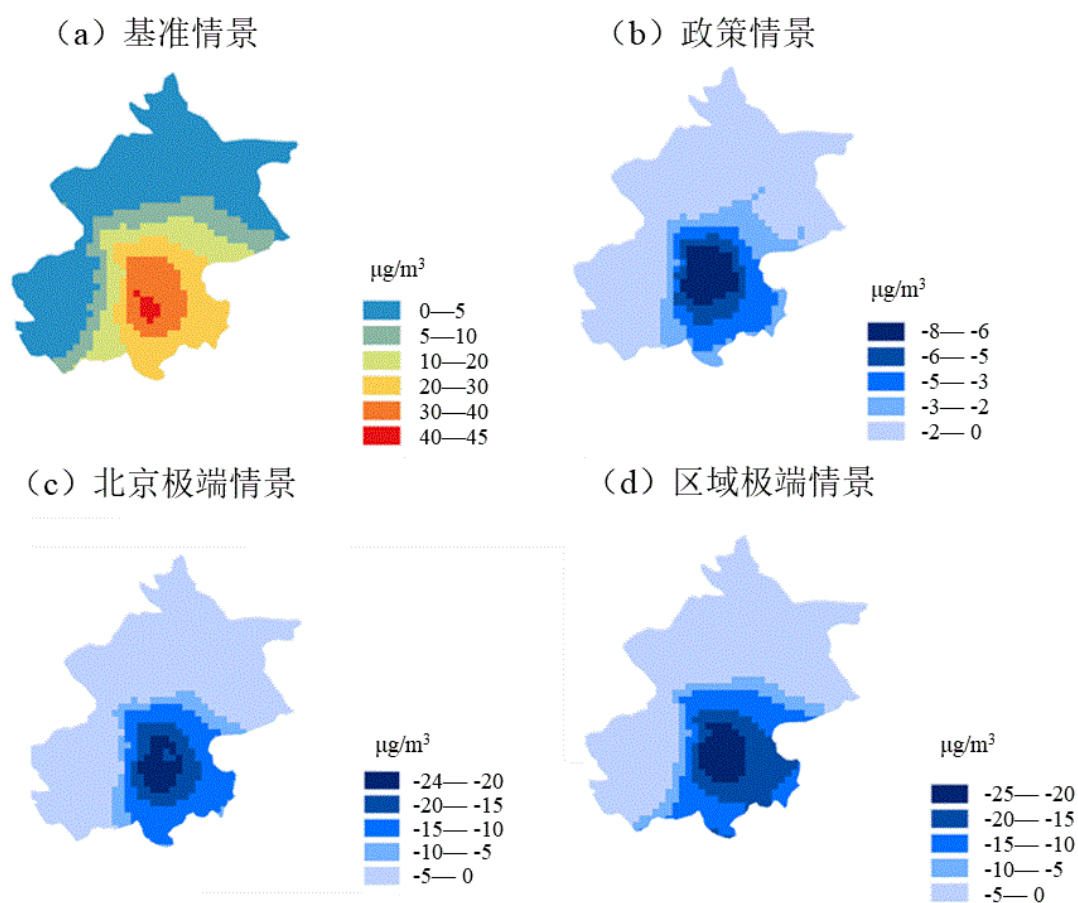


图 5.6 2030 年北京电动化 NO_2 浓度削减效益空间分布

夏季是 O_3 浓度高峰时段，北京日均最大 8 小时 O_3 浓度结果显示，政策情景下，北京 O_3 浓度高值区 ($120\text{--}140 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 的月均日最大 8 小时 O_3 浓度由于电动化可下降 $4.3\text{--}7.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，区域和北京极端电动化情景下，削减量达到 $21\text{--}31$ 和 $22\text{--}26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。在城区少部分浓度低值

区域，政策情景下，仍处于 VOC 控制区，月均日最大 8 小时平均 O_3 浓度在电动化后会有一定的增加。北京本地极端情景下，北京仅有市区 1 个网格的 O_3 浓度有轻微增加；区域极端情景下，北京六环月均日最大 8 小时 O_3 浓度可实现全区域削减。

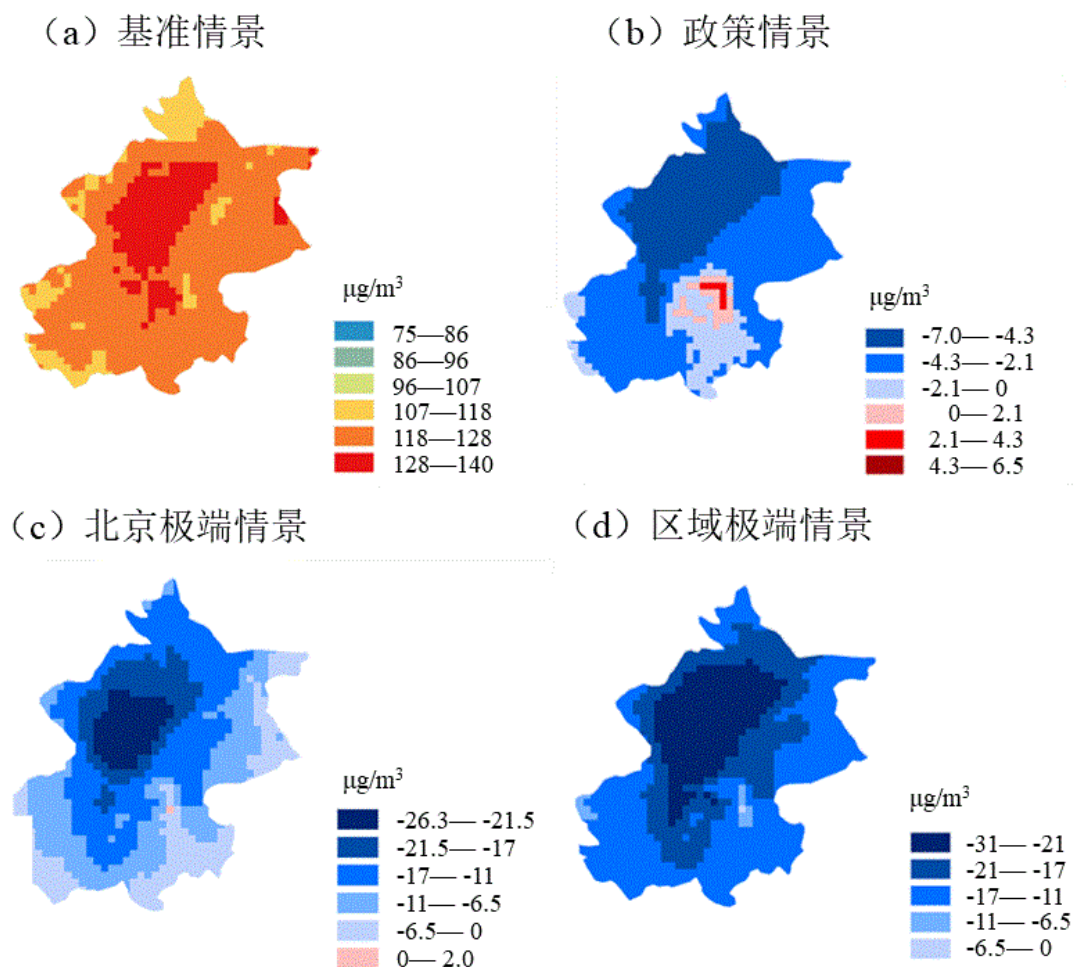


图 5.7 2030 年 8 月北京电动化最大 8 小时 O_3 浓度削减效益空间分布

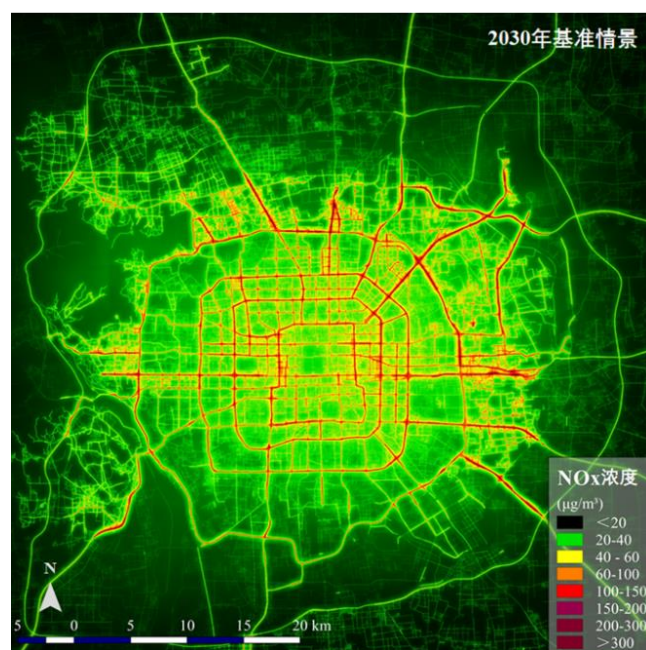
(2) 北京热点区域空气质量改善效益评估

为进一步探究在局部交通热点区域的浓度变化，使用 RapidAir 模型对机动车贡献的道路边污染物浓度进行模拟，结果如图 5.8 和图 5.9。2030 年政策情景下，EV 推广可以削减北京六环内区域道路边

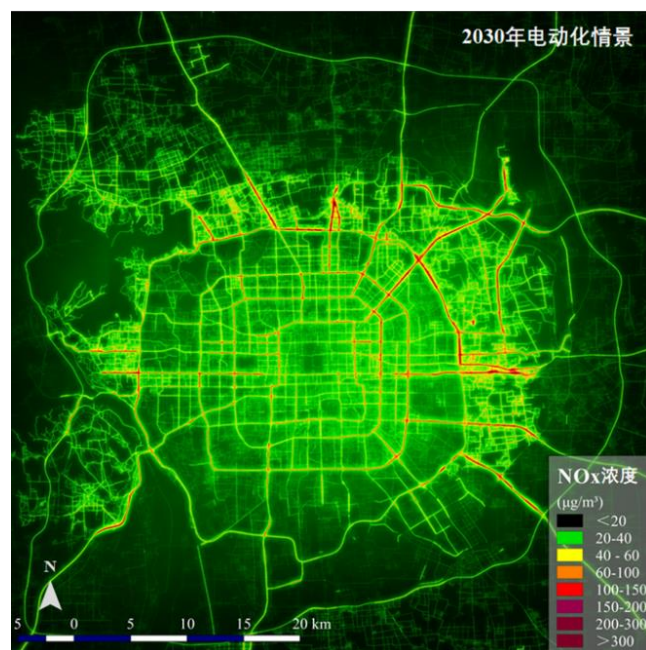
NO_x ($\text{NO}+\text{NO}_2$) 日均浓度贡献近 $6.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 削减机动车贡献浓度比例 33%。模拟结果进一步显示, EV 的推广对于路网密集、交通活动水平较高的五环内区域有更大的空气质量效益。道路交通日均 NO_x 浓度在五环内可削减 $12.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 削减比例进一步提高到 39%。

BC 模拟结果显示, 2030 年政策情景下, EV 推广可以削减北京六环内区域道路边 BC 日均浓度贡献近 $0.06 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 削减比例 27%。对于路网密集、交通活动水平较高的五环内区域, 电动化有更大的空气质量效益。道路交通日均 BC 浓度在五环内可削减 $0.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 削减比例进一步提高到 34%。

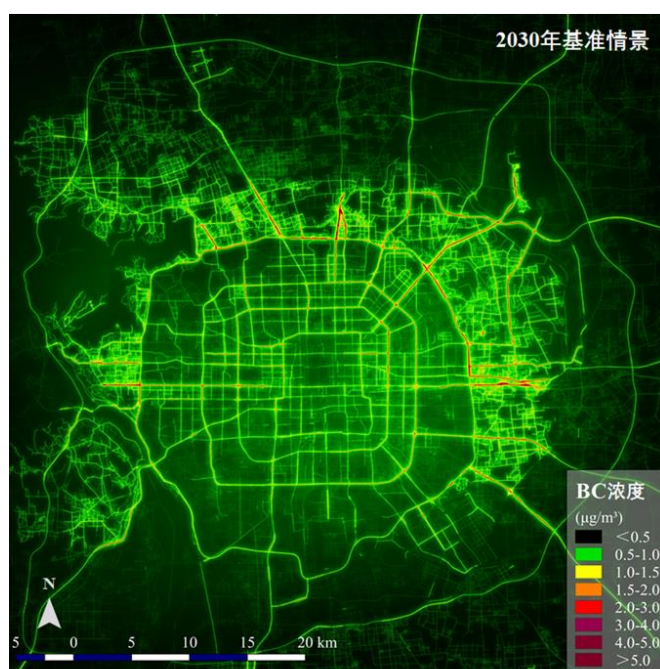
(a) 基准情景



(b) 政策情景

图 5.8 2030 年北京电动化前后道路交通日均 NO_x 浓度空间分布

(a) 基准情景



(b) 政策情景

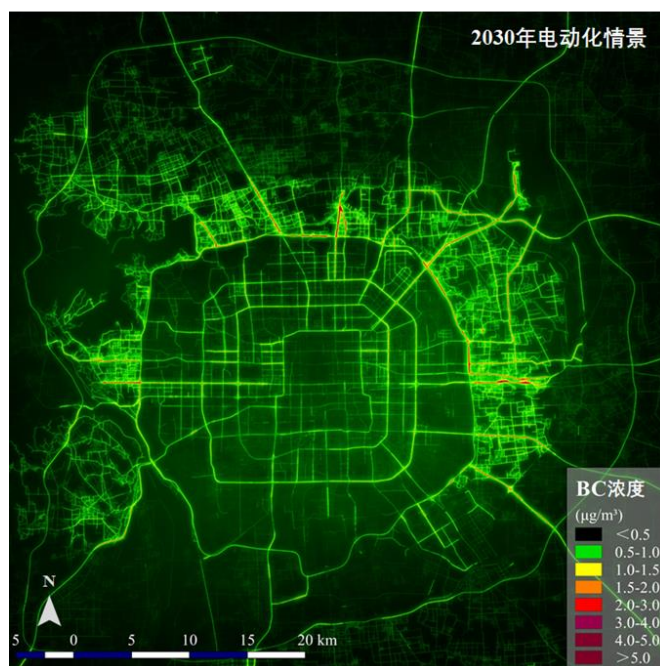


图 5.9 2030 年北京电动化前后道路交通日均 BC 浓度空间分布

5.3 深圳车队电动化空气质量改善效益

5.3.1 深圳空气质量改善效益现状评估

(1) NO₂ 浓度削减效益

本研究模拟了深圳 2019 年 1 月和 8 月月均 NO₂ 浓度的变化。结果显示,深圳历年来的 EV 推广使深圳 1 月和 8 月 NO₂ 月均浓度分别削减 2.8 ± 0.6 和 2.6 ± 1.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。浓度削减效益在城区(福田区、南山区和罗湖区)更加显著,城区浓度削减高达 4.1 ± 0.9 和 3.5 ± 1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。研究提取了深圳 11 个国控点 2014 至 2019 年的 NO₂ 浓度监测数据,发现 2019 年相比 2014 年,全市国控点平均 NO₂ 浓度削减了约 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。根据模拟结果,初步判断 EV 推广对深圳近年来的 NO₂ 浓度削减的贡献约为 35%。

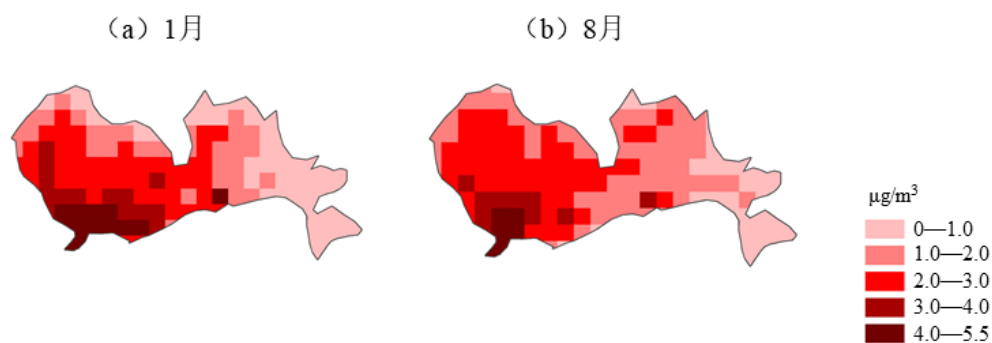


图 5.10 2019 年深圳电动化的 NO₂ 浓度削减效益

为进一步探究在局部交通热点区域的浓度变化,使用 RapidAir 模型对道路边污染物浓度进行模拟。2019 年, EV 推广可以削减 NO_x 日均浓度贡献近 4.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。并且 EV 的推广对于路网密集、交通活动水平较高的城区和港口区域有更大的空气质量效益。道路交通日均

NO_x 浓度在城区可削减 22 μg/m³，在南山港可削减 15 μg/m³。

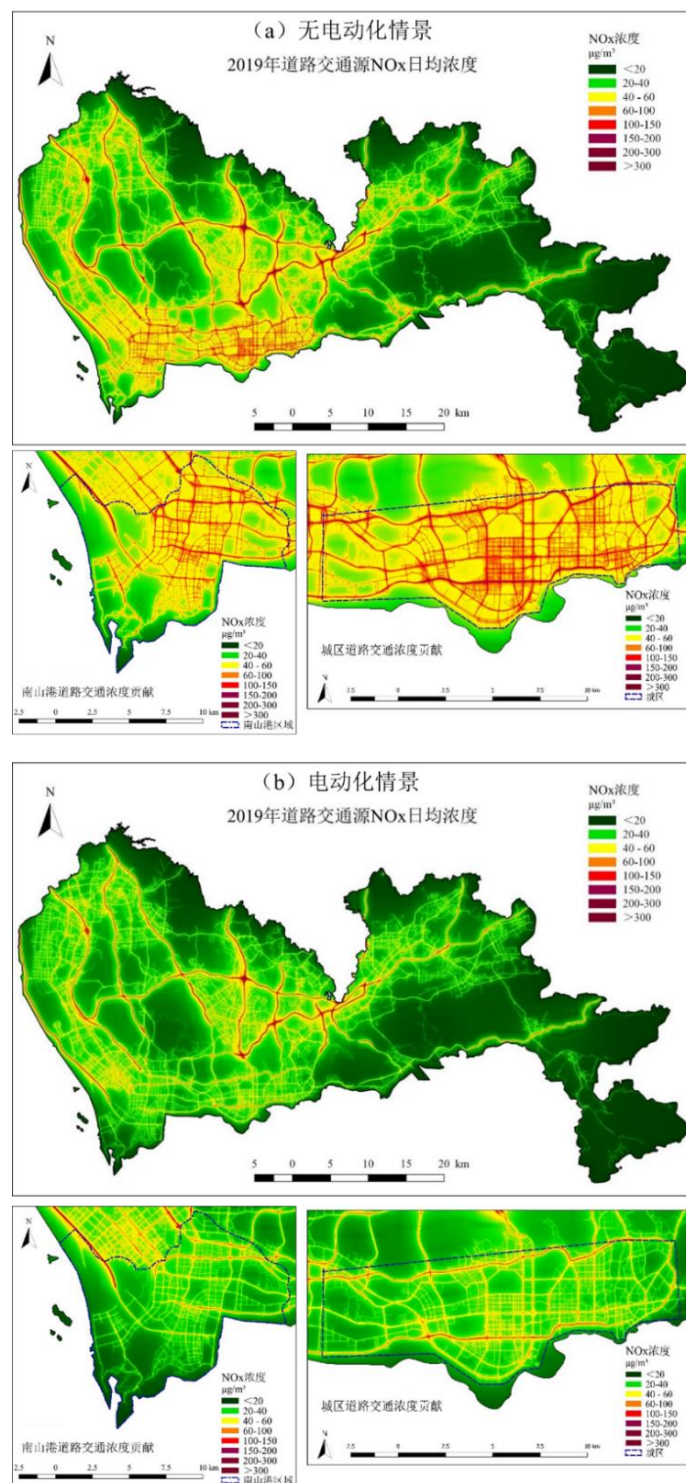


图 5.11 深圳 2019 年有、无电动化情景下道路交通 NO_x 浓度对比

(2) 颗粒物浓度削减效益

CMAQ 模拟结果显示,电动化可削减深圳 1 月和 8 月的 $\text{PM}_{2.5}$ 月均浓度约 $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 城区区域浓度削减更加显著, 削减效益可达 $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于交通最为密集的罗湖和福田内部分区域, 研究显示这些核心区 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度最多可削减 $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

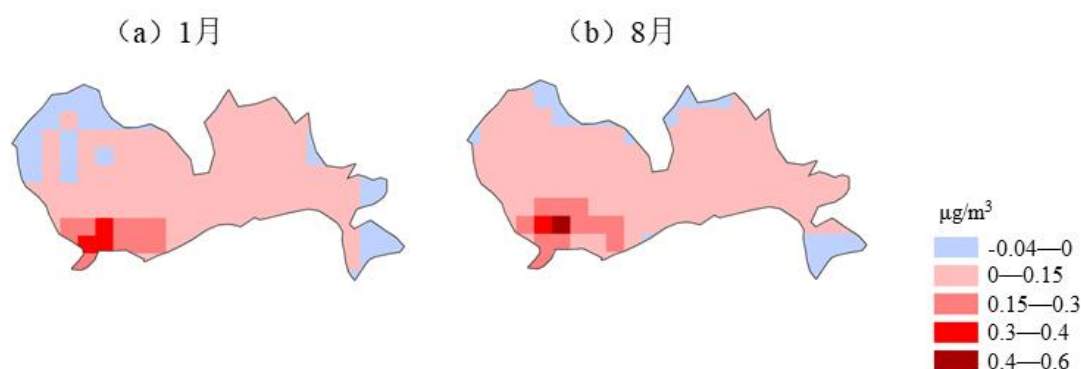


图 5.12 深圳电动化的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度削减效益

进一步分析 $\text{PM}_{2.5}$ 各组分对 $\text{PM}_{2.5}$ 削减的贡献, 一次 $\text{PM}_{2.5}$ 排放的削减带来的元素碳 EC (BC)、一次有机气溶胶 (POM) 组分的浓度削减成为 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度削减效益的主要贡献来源。 NO_x 排放削减和硝酸盐 (NO_3^-) 浓度之间呈现出一定非线性特征, 这是由于 NO_x 排放除了是二次 $\text{PM}_{2.5}$ 的前体物, 还将影响大气氧化性。深圳本地臭氧化学处于 VOC 控制区, 较小幅度的 NO_x 减排会导致大气氧化性增加 (例如 OH 自由基), 进而促进 NO_3^- 和 SOA 的生成。

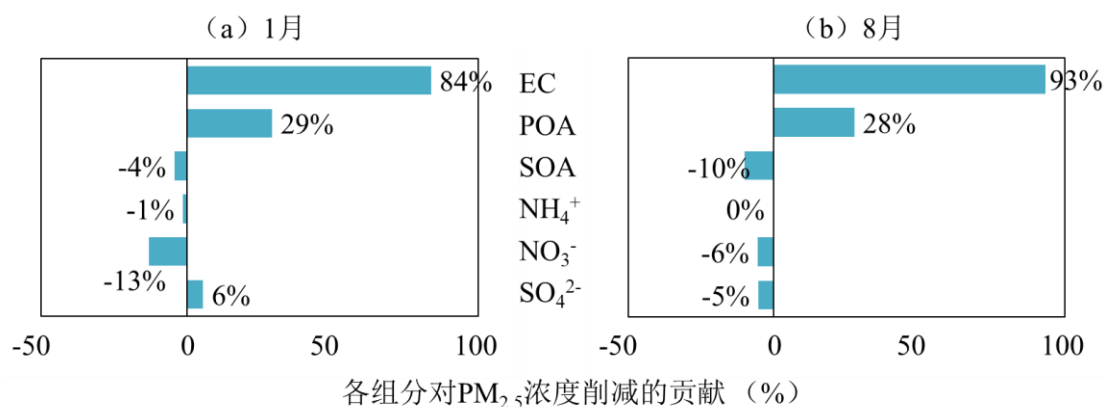


图 5.13 PM_{2.5} 各组分对深圳 PM_{2.5} 浓度削减的贡献

作为 PM_{2.5} 浓度削减的主要贡献组分之一，局部热点区域的 BC 浓度变化通过 RapidAir 进一步模拟。结果显示，2019 年 EV 推广削减了 BC 日均浓度近 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。并且 EV 的推广对于路网密集、交通活动水平较高的城区和港口区域有更大的空气质量效益。道路交通日均 BC 浓度在城区可削减 0.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，南山港的日均 BC 浓度可削减 0.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

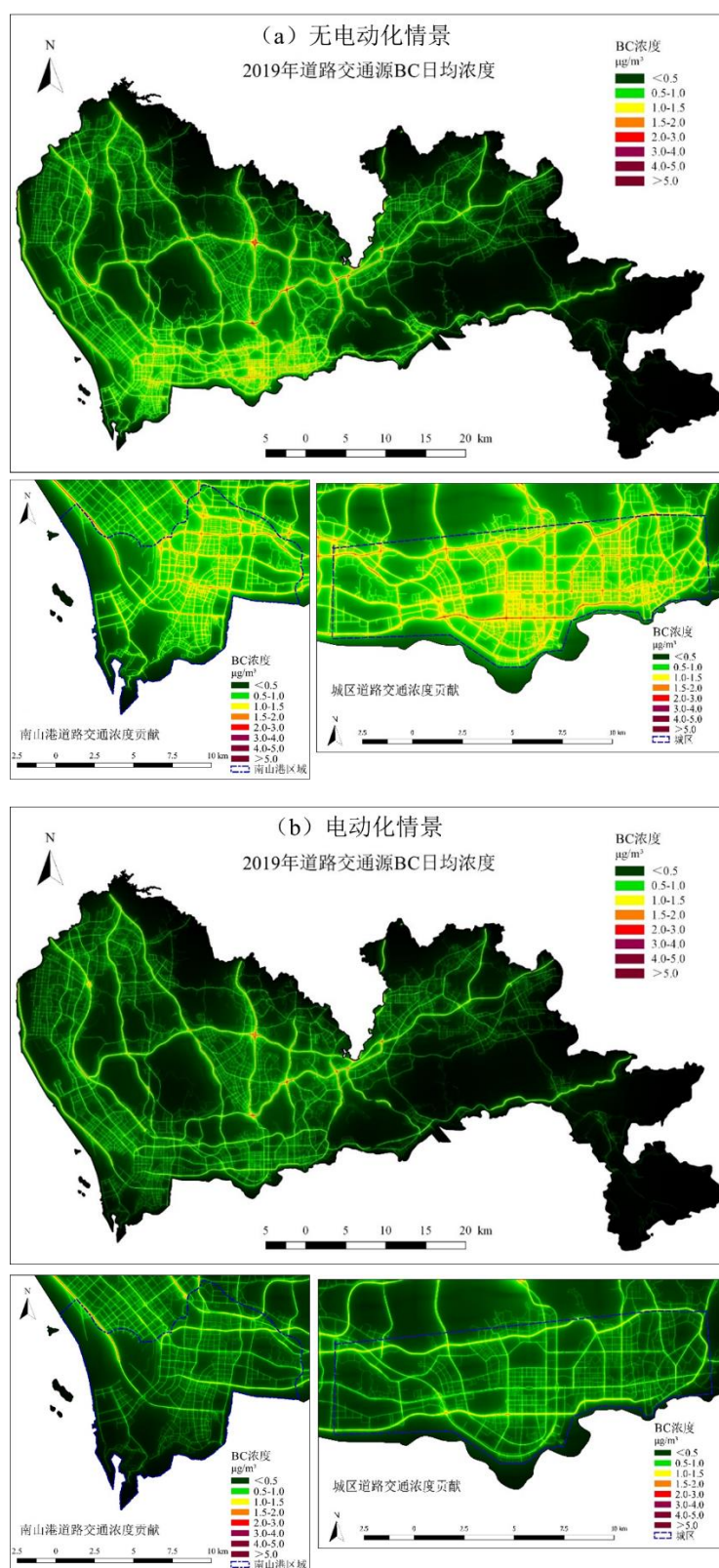


图 5.14 深圳 2019 年有、无电动化情景下道路交通 BC 浓度对比

5.3.2 2030 年深圳各情景下空气质量改善效益评估

(1) 深圳整体空气质量改善效益评估

与北京类似, 研究使用 CMAQ/2D-VBS 模型模拟了深圳 2030 年的污染物浓度削减效益。结果显示, 政策参考情景、深圳本地极端情景和区域极端情景下, 深圳交通密集区域年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分别下降约 0.4 ± 0.3 、 0.6 ± 0.4 和 $1.2\pm0.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

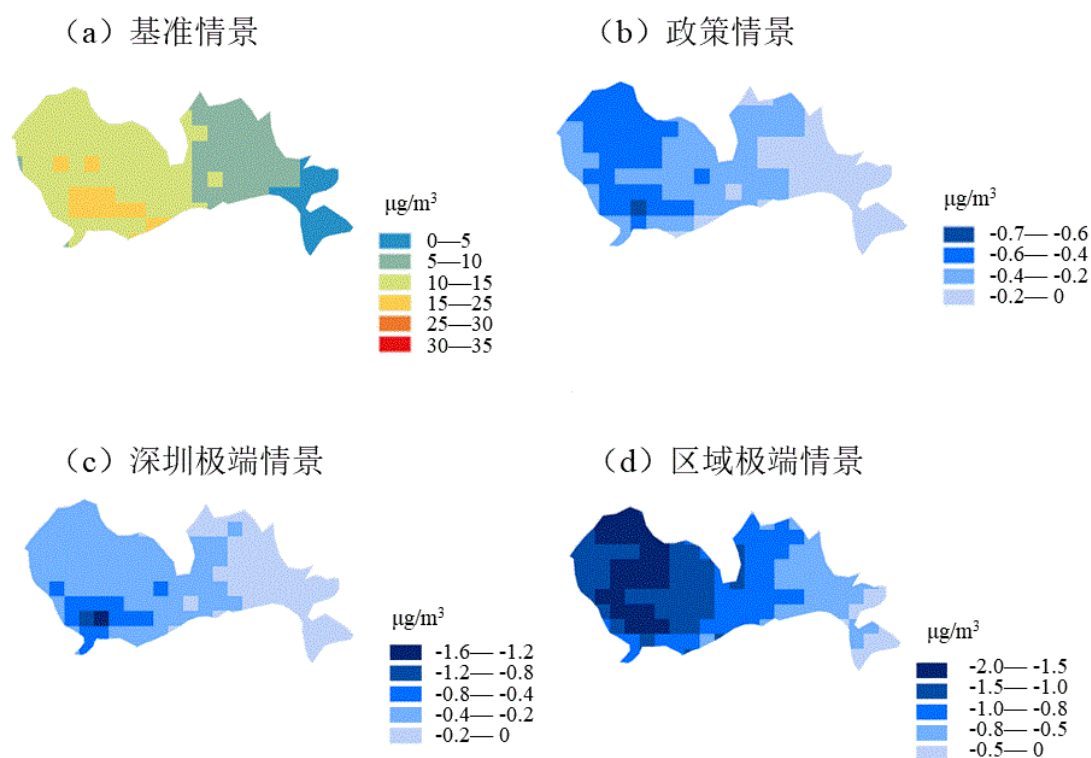


图 5.15 2030 年深圳电动化 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度削减效益空间分布

NO_2 浓度变化结果显示, 政策情景、深圳本地极端情景和区域极端情景下, 深圳年均 NO_2 浓度实现显著削减, 交通密集区域削减更加显著, 分别达到约 4.1、11.3 和 $12.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于交通密集区域内存在的近 176 km^2 的 NO_2 浓度超标区域, 政策情景下的电动化程度可帮助 55% 的超标区域达标; 极端电动化策略可帮助所有超标区域达标。

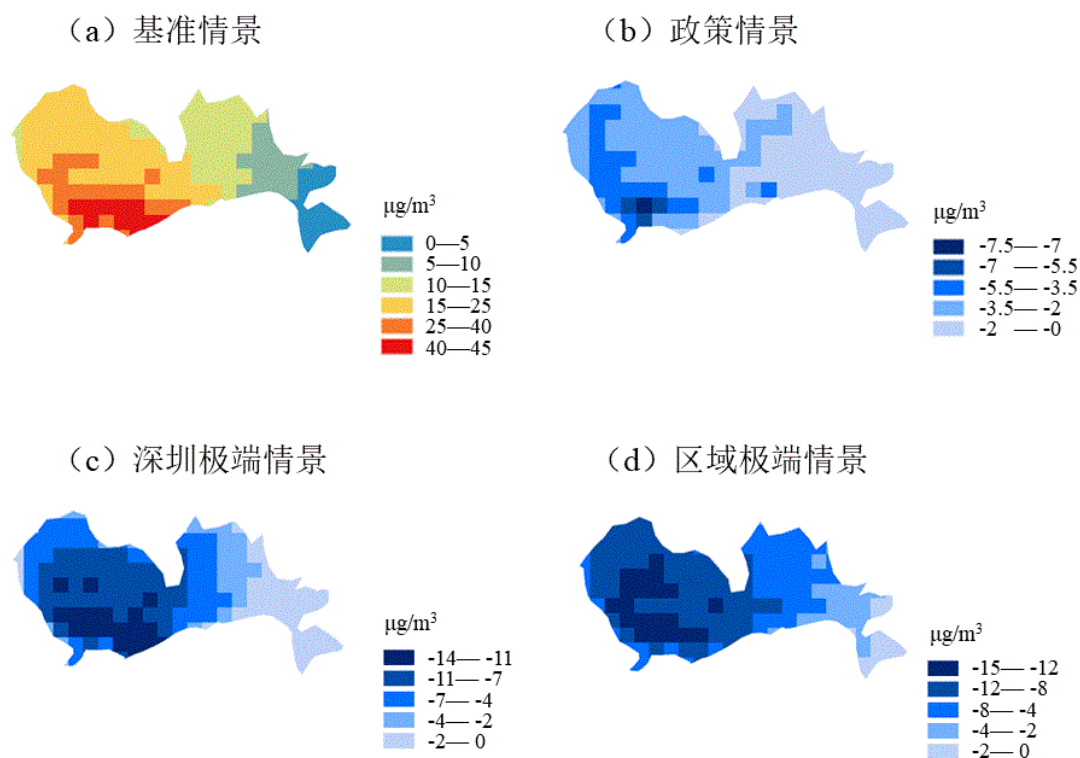


图 5.16 2030 年深圳电动化 NO_2 浓度削减效益空间分布

深圳 8 月日均最大 8 小时 O_3 浓度结果显示，政策情景下 O_3 浓度高值区的月均日最大 8 小时 O_3 浓度由于电动化可下降 $0.5\text{--}2.3\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ；区域和深圳极端电动化情景下，削减量达到 $13\text{--}17$ 和 $17\text{--}24\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。在城区少部分浓度低值区域，政策情景下，仍处于 VOC 控制区，月均日最大 8 小时平均 O_3 浓度在电动化后会有一定的增加。深圳本地极端情景下，深圳仅有市区 1 个网格的 O_3 浓度有轻微增加；区域极端情景下，深圳交通密集区域月均日最大 8 小时 O_3 浓度可实现全区域削减。

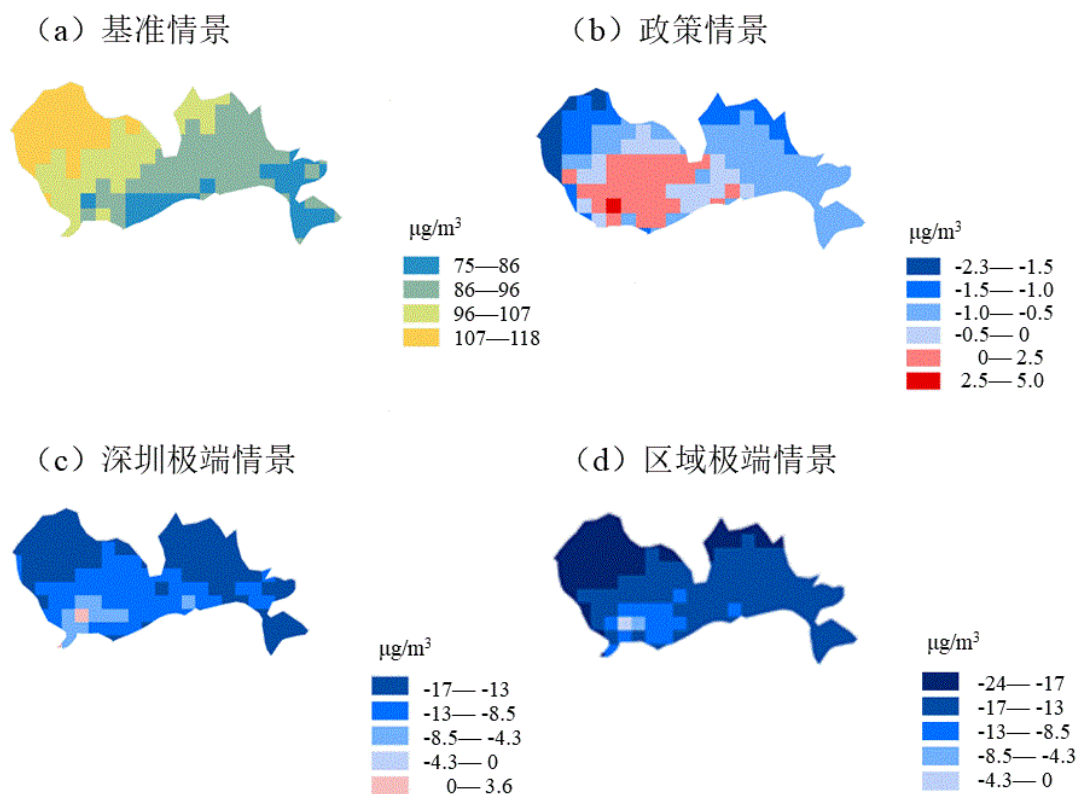


图 5.17 2030 年 8 月深圳电动化最大 8 小时 O_3 浓度削减空间分布

(2) 深圳热点地区空气质量改善效益评估

研究为进一步探究在局部交通热点地区的浓度变化，使用 RapidAir 模型对道路边污染物浓度进行模拟。2030 年政策情景下，EV 推广可以削减深圳全市道路边 NO_x 日均浓度贡献近 $4.5 \mu g/m^3$ ，削减比例 31%。模拟结果进一步显示，EV 的推广对于路网密集、交通活动水平较高的城区和港口区域有更大的空气质量效益。道路交通日均 NO_x 浓度在城区可削减 $22 \mu g/m^3$ ，在南山港可削减 $15 \mu g/m^3$ ，削减比例进一步提高到 57%-59%。

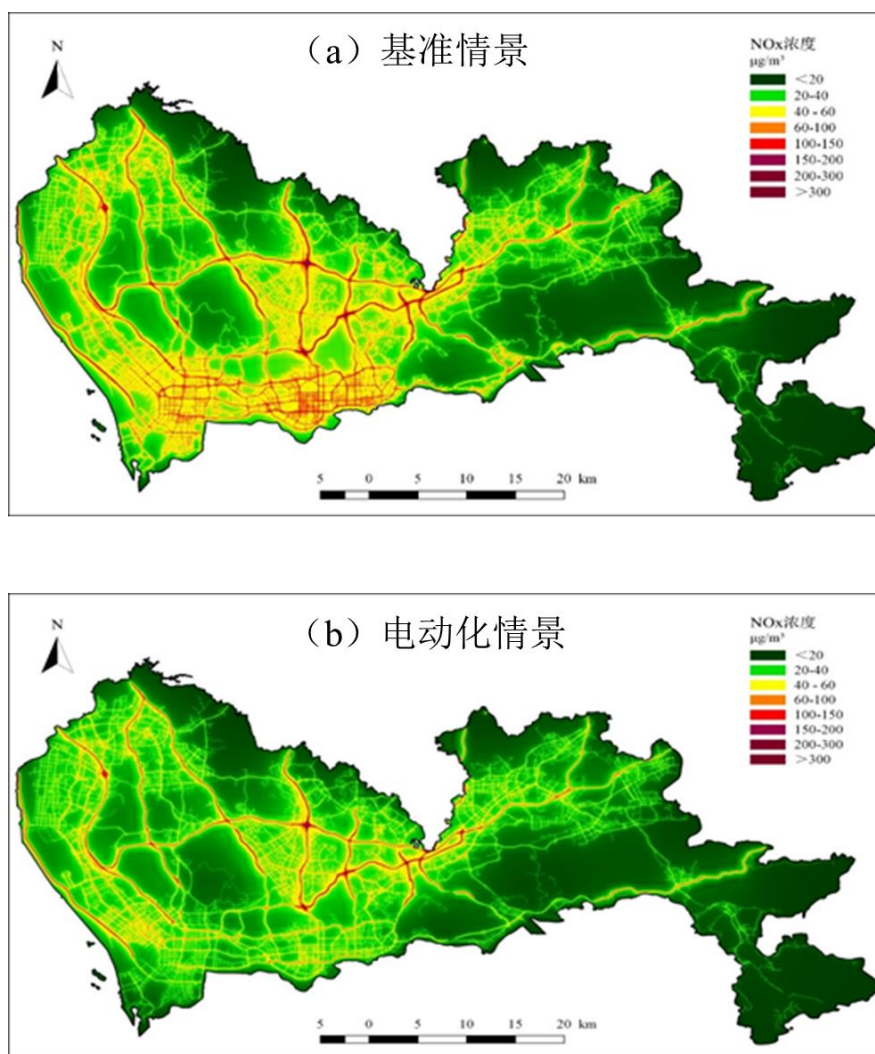


图 5.18 2030 年深圳电动化前后道路交通日均 NO_x 浓度空间分布

BC 模拟结果显示, 2030 年, 政策情景下, EV 推广可以削减深圳全市道路边 BC 日均浓度贡献近 $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 削减比例 34%。并且 EV 的推广对于路网密集、交通活动水平较高的城区和港口区域有更大的空气质量效益。道路交通日均 BC 浓度在城区可削减 $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 在南山港可削减 $0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 削减比例进一步提高到 60%。

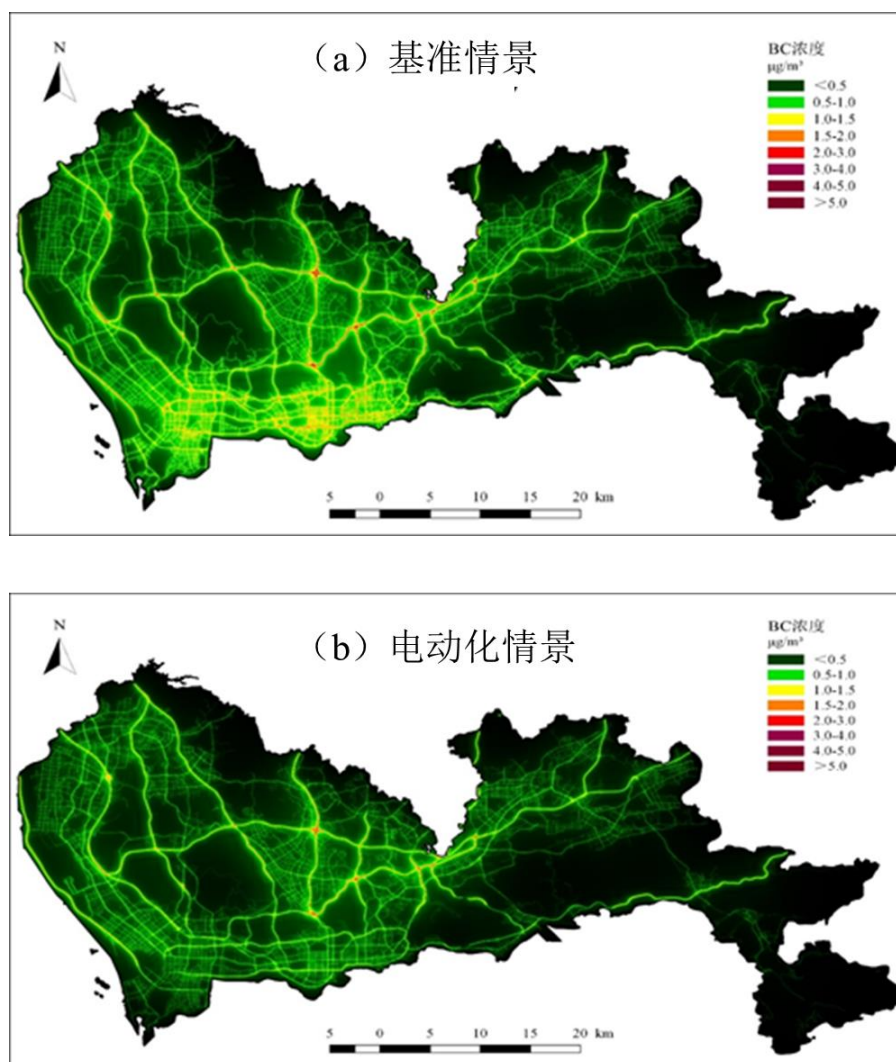


图 5.19 2030 年深圳电动化前后道路交通日均 BC 浓度空间分布

5.4 本章小结

研究采用区域以及道路尺度空气质量模型,对北京和深圳车队电动化的空气质量改善效益进行了综合评估。

(1) 政策参考情景、本地极端情景和区域极端情景下,北京六环年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分别可下降 0.5、1.3 和 $2.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$,三环内浓度削减更显著,区域极端电动化下 $\text{PM}_{2.5}$ 削减可达 $3.0\text{-}3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。政策情景可帮助 67%的超标区域实现达标;实施区域全面电动化策略可以削减

浓度高值区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度 3.5-4.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，帮助超标区域全部达标。对于深圳，政策参考情景、深圳本地极端情景和区域极端情景下，深圳交通密集区域年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分别下降约 0.4、0.6 和 1.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

(2) 除了 $\text{PM}_{2.5}$ ，电动化在北京和深圳可实现非常显著的 NO_2 浓度削减效益。政策情景、本地极端情景和区域极端情景下，北京六环年均 NO_2 浓度分别下降 4.3、11.8 和 13.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，三环内浓度削减更显著，区域极端电动化下可达 20-25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于三环内存在的近 160 km^2 的 NO_2 浓度超标区域，政策情景下的电动化程度已可帮助所有超标区域实现全部达标。三个情景下，深圳年均 NO_2 浓度在交通密集区域削减达到约 4.1、11.3 和 12.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于交通密集区域内存在的近 176 km^2 的 NO_2 浓度超标区域，政策情景下的电动化程度可帮助 55% 的超标区域达标；极端电动化策略可帮助所有超标区域达标。需要说明，由于区域尺度模拟的空间分辨率为 4km，不足以准确捕捉交通热点地区 NO_2 浓度的绝对值与变化情况，因此本研究的模拟结果无法为 EV 推广是否可帮助交通热点地区达标提供数据参考。

(3) 在夏季 O_3 浓度高峰时段，政策情景使北京和深圳 O_3 浓度高值区的月均日最大 8 小时 O_3 浓度下降 4.3-7.0 和 0.5-2.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，区域极端电动化情景下，削减量达到 21-31 和 17-24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。在城区少部分浓度低值区域，政策情景下 O_3 浓度会有一定增加。极端情景下，北京六环和深圳交通密集区域 O_3 浓度可实现全区域削减。

(4) 交通热点区域模拟结果显示，EV 的推广对于路网更加密集、交通活动水平更高的城区及港口区域有更显著的空气质量改善效益。

第六章 车队电动化的人体健康和气候效益的货币化价值评估

基于第五章评估的空气质量（PM_{2.5}、O₃）改善效益，本研究运用浓度响应方程评估电动化带来的人体健康效益，并利用本地化统计寿命价值进行货币化评估；同时，研究基于 CO₂ 当量的社会成本，量化了生命周期温室气体减排的货币化效益。电动化的健康与气候货币化价值可为北京、深圳和其他城市 EV 发展提供重要的科学依据。

6.1 健康和气候效益货币化评估方法学

本研究在评估人体健康的长期影响时，重点考虑其对死亡健康终点的影响，暂不考虑对疾病的影响，因为从长期时间尺度来看，大气污染对疾病和死亡终点的影响难以区分，且目前对大气污染的长期致病效应的研究成果较为缺乏。本研究评估了 PM_{2.5} 和夏季 O₃ 污染带来的健康效益，并根据致死原因对长期死亡终点分为：（1）与 PM_{2.5} 相关：缺血性心脏病（Ischemic heart disease, IHD）、慢性阻塞性肺病（Chronic obstructive pulmonary disease, COPD）、肺癌（Lung Cancer, LC）、中风（Stroke）和下呼吸道感染（Lower Respiratory Infections, LRI）；（2）与 O₃ 相关：COPD。

对于 PM_{2.5} 的浓度响应方程，参考 Burnett 等人^[41]的研究成果，如公式（6-1）所示：

$$RR_{i,j,k} = \exp\left\{\frac{\theta_j \log\left(\frac{c_{i,k}-c_{cf}+1}{\alpha_j}\right)}{1+\exp\left\{-\frac{c_{i,k}-c_{cf}-\mu_j}{v_j}\right\}}\right\} \quad (6-1)$$

其中, $RR_{i,j,k}$ 为相对风险, $C_{i,k}$ 为各情景下的 CMAQ 模拟浓度, C_{cf} 为最低风险浓度, θ_j , α_j 、 μ_j 、 ν_j 为健康参数。

对于夏季 O_3 , 参考了最新发表的 GBD2017 (Global Burden of Disease Study 2017) 研究成果^[42]。本研究使用人口归因方法计算早死, 其中, 基准死亡率使用 GBD 数据库 (<http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>), 人口数据使用北京大学陶澍课题组的研究成果^[43]。

本研究使用统计寿命价值 (Value of Statistical Life, VSL) 量化健康效益的货币化价值。通过预测 2030 年深圳的人均可支配收入 (INC) 来获得本地化的 VSL, 具体计算公式如下:

$$VSL_{2030} = VSL_{baseline} + (INC_{percap\ 2030} - INC_{percap\ baseline}) \times MVSL \quad (6-2)$$

研究同时也对电动化温室气体减排效益进行货币化分析。燃料生命周期的温室气体排放采用 GREET 模型进行计算 (方法详见 3.1 与 3.2 节)。温室气体减排的货币化效益采用 CO_2 当量的社会成本进行量化。本研究采用的 CO_2 当量的社会成本约为每吨 300 元人民币 (2015 年价格)^[44]。 CO_2 当量折算过程中, 各温室气体的全球变暖潜势 (Global warming potential, GWP) 采用 IPCC 第五次评估报告^[45]中推荐值。

6.2 车队电动化的健康和气候效益货币化价值

研究计算了大规模电动化策略削减年均 $PM_{2.5}$ 和夏季 O_3 浓度可避免的过早死亡。结果显示, 政策参考情景下, 北京、深圳可避免早死约 800 和 160 例; 本地极端电动化情景下, 北京、深圳可避免早死约 2500 和 400 例; 区域极端电动化情景下, 北京、深圳可避免早死

约 4000 和 700 例。

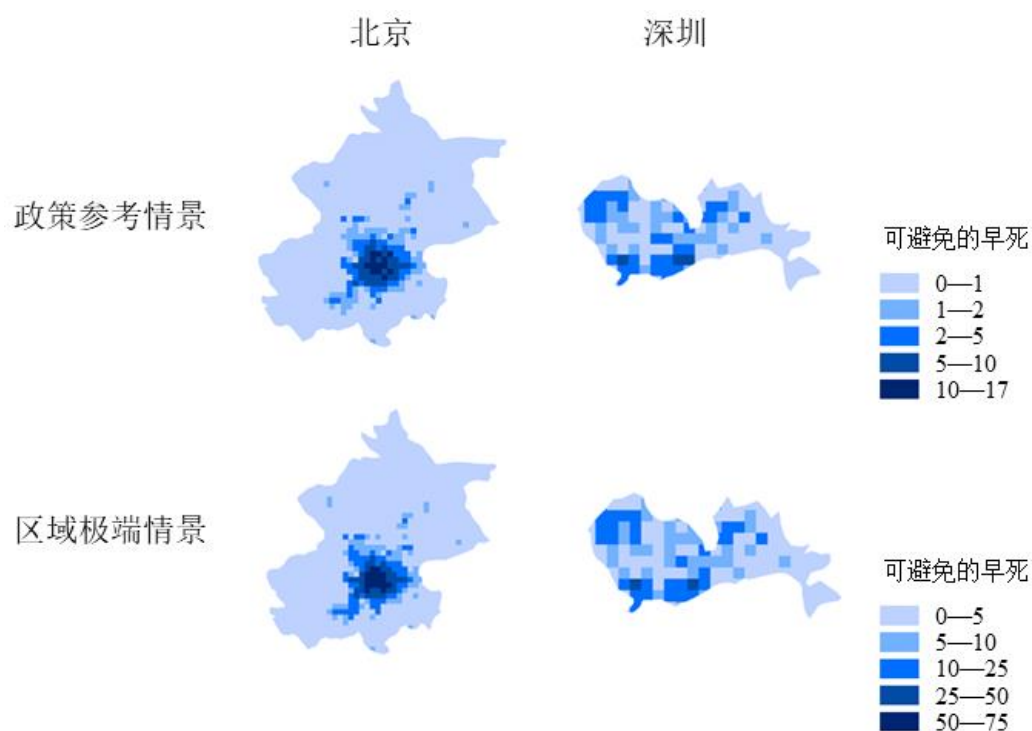


图 6.1 2030 年北京和深圳电动化情景对健康的影响

从空间分布上来看，由于城区人口密集、交通活动水平高，浓度削减效益更高，因此健康效益主要集中在交通密集的城区。研究比较了三种电动化情景下北京和深圳的城乡健康效益，如图 6.2 所示。研究发现城区的电动化效益占到城市总健康效益的 90%左右。

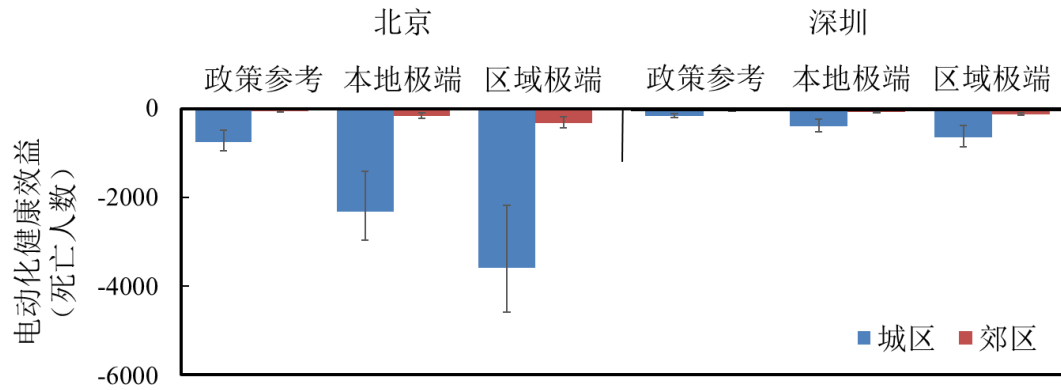


图 6.2 2030 年北京和深圳电动化情景健康效益的城乡差别

研究比较了不同健康终点的可避免早死的人数。三种电动化情景下,可避免因 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露而早死的人数多于可避免因 O_3 暴露而早死的人数。在政策参考情景下,来自 $\text{PM}_{2.5}$ 的效益占总效益的比例超过 90%;在极端情景下,由于臭氧在人口密集的城区基本实现了削减,因此,来自 O_3 的健康效益大幅增加,占比在 20%-30%之间。

研究进一步细分了与 $\text{PM}_{2.5}$ 有关的不同疾病终点的健康效益。结果发现,电动化带来的与 $\text{PM}_{2.5}$ 有关的早死人数削减效益中,贡献最大的为缺血性心脏病 (IHD) 和中风 (Stroke),占 $\text{PM}_{2.5}$ 五类健康终点效益的比例在 30%以上,其次为慢性阻塞性肺病 (COPD) 和肺癌 (LC),下呼吸道感染 (LRI) 的贡献最低。

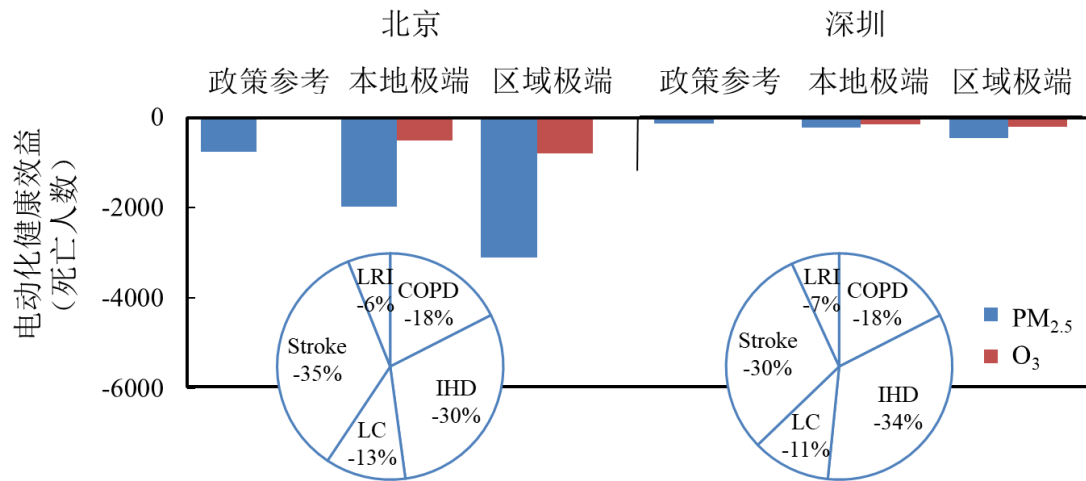


图 6.3 2030 年北京和深圳电动化情景不同健康终点的效益

通过统计寿命价值 VSL 将健康效益换算为货币化价值，并通过碳的社会成本计算气候效益的货币化价值。结果显示（图 6.4），北京在政策情景、本地极端和区域极端情景下分别可获得健康与气候效益的货币化效益达 83、242 和 365 亿元人民币（2015 年价格）；深圳则可获得 32、76 和 114 亿元。从图中可以看到，政策情景和本地极端情景下 2030 年深圳电动化获得的人体健康效益相关货币化价值与气候效益相关的货币化价值几乎相当；在区域极端情景下，由于 PM_{2.5} 和 O₃ 浓度的显著削减，人体健康效益货币化价值高于气候效益货币化价值。在污染相对更加严重的北京，电动化带来的人体健康效益货币化价值在三个情景下均高于气候效益货币化价值。

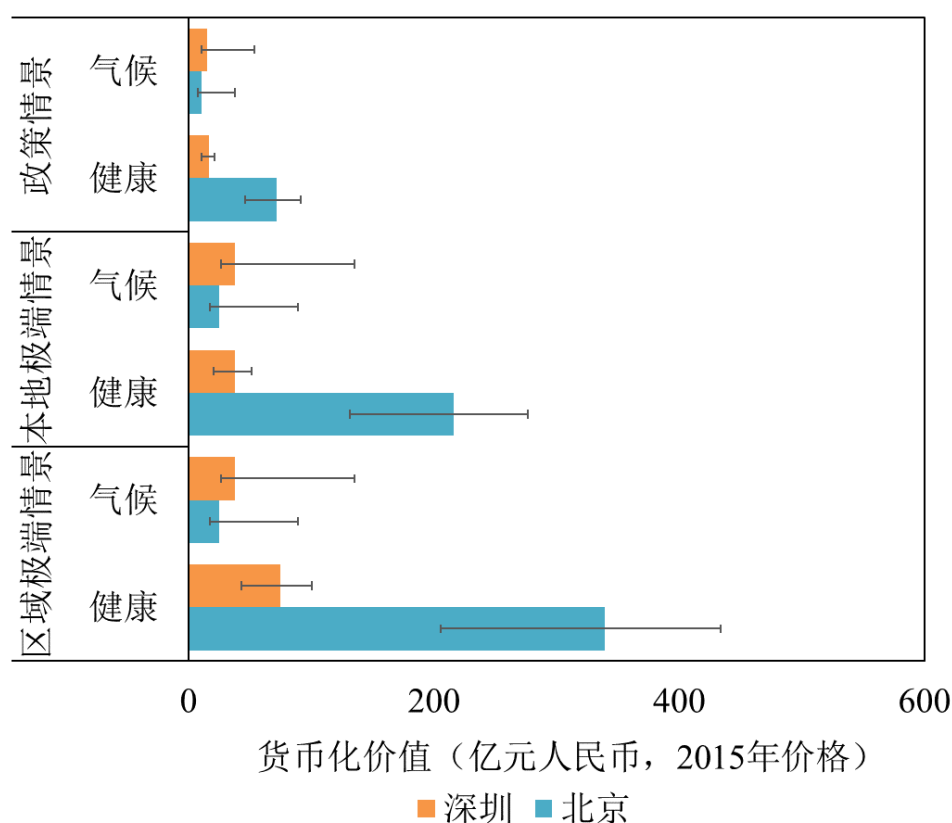


图 6.4 2030 年北京和深圳电动化情景下健康和气候的货币化价值

6.3 本章小结

研究评估了车队电动化的人体健康和生命周期温室气体减排的货币化效益。

(1) 政策参考情景下，北京、深圳可避免早死约 800 和 160 例；本地极端电动化情景下，北京、深圳可避免早死约 2500 和 400 例；区域极端电动化情景下，北京、深圳可避免早死约 4000 和 700 例。健康效益主要集中在交通密集的城区，城区的电动化效益占到城市总健康效益的 90% 左右。三种电动化情景下，可避免因 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露而早死的人数多于可避免因 O_3 暴露而早死的人数。比较与 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露相关

的五类健康终点中电动化带来的早死人数削减效益发现，贡献最大的为缺血性心脏病（IHD）和中风（Stroke）。

（2）上述电动化空气质量效益及对温室气体的总量削减效益能够给北京带来近 83、242 和 365 亿人民币的健康和气候相关货币化价值（政策情景、本地极端情景和区域极端情景），给深圳带来 32、76 和 114 亿元货币化价值。政策情景和本地极端情景下深圳电动化获得的人体健康效益相关货币化价值与气候效益相关的货币化价值几乎相当；区域极端情景下人体健康效益货币化价值高于气候效益货币化价值。在污染相对更加严重的北京，电动化带来的人体健康效益货币化价值在三个情景下均高于气候效益货币化价值。

第七章 结论与建议

7.1 主要结论

本研究综合运用模型和测试手段，对北京和深圳两市 EV 推广所产生的单车减排、车队减排、空气质量改善、健康及气候效益等多方面进行了综合评估。结果表明，随着电网整体清洁能源比例的提高，在电力行业超低排放的技术发展背景下，推广 EV 对北京和深圳主要大气污染物和温室气体都具有显著的燃料周期减排效果。北京和深圳 EV 发展能够削减全域 $\text{PM}_{2.5}$ 和 NO_2 浓度及夏季浓度高值区的 O_3 浓度。未来区域极端电动化情景下，EV 能够协同全域 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 浓度削减，并进一步大幅削减城市 NO_2 浓度，带来显著的健康效益；温室气体排放实现大比例削减，获得显著的气候效益。

研究具体结论如下：

（1）由于电力构成的清洁化以及电厂超低排放改造的推进，EV 的推广可实现 2030 年深圳小客车和公交车 VOC、 NO_x 、 $\text{PM}_{2.5}$ 和 SO_2 的单车生命周期减排。在北京，EV 的推广可实现小客车和公交车 VOC、 NO_x 和 $\text{PM}_{2.5}$ 的单车生命周期减排。除了污染物，EV 同样可以实现温室气体 CO_2 和 BC 的生命周期减排。随着未来电力构成的持续清洁化，EV 的生命周期排放还将持续下降，单车减排的环境效益将更加显著。

（2）本研究评估了北京和深圳 EV 推广对道路交通和电厂部门的污染物总量减排效益以及燃料生命周期温室气体减排效益。深圳历年来在各车队推广的 EV 总量已给深圳的交通部门带来 1.1 万吨 NO_x 、

超 2000 吨 HC 和超 300 吨 $\text{PM}_{2.5}$ 吨的减排。其中，出租车是 HC 削减贡献最高的车队（60%）；公交车为 NO_x （58%）和 $\text{PM}_{2.5}$ （62%）削减贡献最高的车队。政策参考情景下，2030 年北京道路交通部门 HC、 NO_x 可削减 1.2、1.6 万吨， $\text{PM}_{2.5}$ 和 SO_2 可削减 320 和 70 吨；2030 年深圳道路交通部门 HC、 NO_x 可削减 0.5、0.6 万吨， $\text{PM}_{2.5}$ 和 SO_2 可削减 140 和 6 吨；削减比例在 25%-45% 之间。由于 2030 年电厂已完成超低排放改造，电动化对上游电厂的排放增量影响较小。政策参考情景下，北京和深圳分别可削减生命周期温室气体减排约 350 和 500 万吨；极端电动化情景下，减排量可达到约 850 和 1300 万吨。

（3）在北京和深圳及其周边开展的实际道路和道路边环境的污染浓度测试结果表明，电动公交车行驶时的 NO_x 道路浓度均值比柴油和天然气公交车浓度低 1 个数量级以上。天然气和电动车行驶时的 BC 道路浓度中值比柴油车浓度中值低 5 倍，比柴油 BC 高排车低 50 倍左右。与柴油公交车相比，天然气公交车的 NO_x 排放因子并未显著下降，甚至略高，电动公交车的 NO_x 排放因子则显著低于柴油和天然气公交车。天然气车的 BC 排放因子仅为柴油公交的 10% 左右，电动公交 BC 排放因子略低于天然气车，表明天然气和电动公交车均可显著降低 BC 排放。以电动公交车为主的道路，上下风向 NO 浓度几乎相当，两者仅相差 9% ($3.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$)，而电动公交和其他社会车辆混合的道路，下风向道路边 NO 浓度比上风向高 39% ($32.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$)。表明电动公交车占据重要影响的道路可以显著降低道路边 NO 浓度，随着北京其他社会车辆电动化的推广，道路边 NO 浓度可进一步下降。

（4）政策参考情景、本地极端情景和区域极端情景下，北京六环年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分别可下降 0.5、1.3 和 $2.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，三环内浓度削减

更显著，区域极端电动化下 $\text{PM}_{2.5}$ 削减可达 $3.0\text{--}3.3\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。政策情景可帮助 67% 的超标区域实现达标；实施区域全面电动化策略可以削减浓度高值区 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度 $3.5\text{--}4.0\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，帮助全部超标区域达标。对于深圳，政策参考情景、深圳本地极端情景和区域极端情景下，深圳交通密集区域年均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分别下降约 0.4 、 0.6 和 $1.2\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。除了 $\text{PM}_{2.5}$ ，电动化在北京和深圳可实现显著的 NO_2 浓度削减效益，政策情景、本地极端情景和区域极端情景下，北京六环年均 NO_2 浓度分别下降 4.3 、 11.8 和 $13.5\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，三环内浓度削减更显著，区域极端电动化下可达 $20\text{--}25\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于三环内近 $160\ \text{km}^2$ NO_2 浓度超标区域，政策情景已可帮助所有超标区域实现全部达标。三个情景下，深圳年均 NO_2 浓度在交通密集区域削减达到约 4.1 、 11.3 和 $12.5\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。对于近 $176\ \text{km}^2$ NO_2 浓度超标区域，政策情景可帮助 55% 的超标区域达标；极端电动化策略可帮助所有超标区域达标。在夏季 O_3 浓度高峰时段，政策情景使北京和深圳 O_3 浓度高值区的月均日最大 8 小时 O_3 浓度下降 $4.3\text{--}7.0$ 和 $0.5\text{--}2.3\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，区域极端电动化情景下，削减量达到 $21\text{--}31$ 和 $17\text{--}24\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。在城区少部分浓度低值区域，政策情景下 O_3 浓度会有一定增加。极端情景下，北京六环和深圳交通密集区域 O_3 浓度可实现全区域削减。道路模拟结果显示，EV 的推广对于路网更加密集、交通活动水平更高的城区及港口区域有更大的空气质量改善效益。

(5) 政策参考情景下，北京、深圳可避免早死约 800 和 160 例；本地极端电动化情景下，北京、深圳可避免早死约 2500 和 400 例；区域极端电动化情景下，北京、深圳可避免早死约 4000 和 700 例。健康效益主要集中在交通密集的城区。上述电动化空气质量效益及对温室气体的总量削减效益能够给北京带来近 83、242 和 365 亿人民币

的健康和气候相关货币化价值（政策情景、本地极端情景和区域极端情景），给深圳带来 32、76 和 114 亿元货币化价值。政策情景和本地极端情景下，在空气质量相对较好的深圳推广 EV 获得的人体健康效益相关货币化价值与气候效益相关的货币化价值几乎相当；区域极端情景下人体健康效益货币化价值高于气候效益货币化价值。在污染相对更加严重的区域（比如北京），电动化带来的人体健康效益货币化价值在三个情景下均高于气候效益货币化价值。

7.2 相关政策建议

（1）本研究选择空气污染程度有差异的两个城市开展案例分析，发现未来十年中国道路交通电动化对于空气质量相对较差城市的空气质量改善货币化效益将高于对温室气体减排的货币化效益。目前，电动化发展的鼓励政策中，尚未直接考虑 EV 的空气质量效益。因此，在今后合理的鼓励 EV 发展的政策工具设计中，应当充分发挥 EV 空气质量和健康效益作为绿色交通体系建设的驱动力，并被纳入激励政策框架下。

（2）出租车和公交车等城市公共车队行驶里程高，单车排放因子高，在城市核心区使用比例高，对城市空气质量影响突出。对上述公共车队开展电动化的污染减排效益更高，可以实现成本和环境的双赢。深圳对公交和出租车队完全电动化的成功经验，应当值得广大中国城市参考借鉴。

（3）小客车车队是大城市中心区域 VOC 的主要排放源之一，对 $\text{PM}_{2.5}$ 的二次组分生成有重要贡献。由于人群密度高，电动化对交通

密集核心区的空气质量和健康效益更为显著。大城市应该根据电动化的环境收益，制定区域差异化的地方鼓励政策，通过建立零排放区、实施经济措施、以及进一步鼓励充电基础设施建设等策略，推动新增及存量小客车的电动化。

（4）应借鉴深圳和北京经验，在城市物流和短途货运领域积极推广 EV 技术，加速替代现有高排放柴油车。通过构建绿色物流区，完善充电网络和服务体系，实施交通区域管理措施，促进城市轻中型货运的深度电动化。

（5）推动区域协同减排，发挥新能源车在柴油货车污染治理中的巨大潜力，共同改善区域大气环境质量。目前，电动化的技术在中长距离重型货运应用的成熟度不够，在发展电动货车的基础上，同时考虑氢燃料电池车和超低排放天然气车等技术，优化交通能源技术设施和布局，构建区域协同的绿色货运服务平台，制定有效的税费激励政策，有力支撑今后区域绿色交通货运体系的建设。

7.3 后续研究建议

（1）本研究对于今后 EV 对污染物减排效益及其环境影响的分析主要基于现有技术预测和政策规划的电动化情景来开展。未来 EV 经济成本、充电基础设施和当地鼓励政策都会对电动化比例带来影响。同时，污染物减排效益还受到其他源排放控制预测、电网清洁性等方面因素的影响。因此，建议在后续研究中，将上述提到的影响因素纳入考虑范围，评估多因素对 EV 综合效益评估结果的影响。

（2）在目前的空气质量模拟中，研究虽使用了目前最先进的

2D-VBS 模块以改善空气质量模型对二次有机气溶胶的模拟效果，但该模型本身仍然可能存在对 SOA 低估的风险。同时，污染物各排放源的空间分布特征会对模拟结果产生显著影响。以上两个因素均会影响电动化的空气质量效益评估结果。建议在后续研究中，采用更为准确的排放空间分布以及更为先进的模型工具。这对于提高 EV 推广效益评估的准确性以及后续 EV 政策的推进都有重要的意义。

主要参考文献

- [1] Wu, Y., et al. On-road vehicle emissions and their control in China: A review and outlook. *Sci. Total Environ.* 574, 332-349 (2017).
- [2] International Energy Agency. Paris Declaration on Electro-Mobility and Climate Change & Call to Action.
- [3] European Commission, 2013. Energy, transport and GHG emissions trends to 2050.
- [4] 北京市生态环境局, 2018. 最新科研成果新一轮北京市 PM_{2.5} 来源解析正式发布 .
<http://sthjj.beijing.gov.cn/bjhrb/index/xxgk69/zfxgk43/fdzdgknr2/xwfb/832588/index.html>
- [5] 深圳市生态环境局, 2015. 机动车为深圳 PM_{2.5} 首要污染源 .
http://meeb.sz.gov.cn/xxgk/qt/hbyw/dqzlgj/content/post_2040225.html
- [6] International Energy Agency, 2019. Global EV Outlook 2019 Scaling-up the transition to electric mobility.
- [7] The International Council on Clean Transportation, 2019. 世界电动汽车之都: 在实践中淌出从早期市场向主流市场迈进的可行路径.
- [8] 北京市人民政府. 北京市打赢蓝天保卫战三年行动计划. 2018.

http://www.beijing.gov.cn/ywdt/gzdt/201809/t20180915_1826118.html

[9] 中国汽车技术研究中心. 节能与新能源汽车年鉴[M]. 中国经济出版社: 2018.

[10] He, X., et al. Economic and Climate Benefits of Electric Vehicles in China, U.S., and Germany. *Environ. Sci. & Technol.* 53, 18, 11013-11022 (2019).

[11] Liang, X., et al. Air quality and health benefits from fleet electrification in China. *Nature Sustainability* 2, 962-971 (2019).

[12] Argonne National Laboratory. The Greenhouse gases, Regulated Emissions, and Energy use in Transportation Model (GREET). <https://greet.es.anl.gov/>

[13] 中国电力年鉴 2016.

[14] 吴优, 深圳清洁能源装机容量占全市总装机容量的 87%. 读创深圳, 2019. <http://appdetail.netwin.cn/web/2019/06/7854dd264cd16a8eee0760c81c7694c3.html>

[15] 深圳市发展和改革委员会关于印发《深圳市能源发展“十三五”规划》的通知 [EB/OL]. http://www.szpb.gov.cn/xxgk/ghjh/zxgh/201612/t20161227_5773598.htm, 2017-08-01

[16] 深圳市供电局网站[EB/OL].<https://www.sz.csg.cn/>

[17] Development and evaluation of the RapidAir® dispersion model, including the use of geospatial surrogates to represent street canyon effects

[18] Ke W, Zhang S, He X, Wu Y, Hao J.. Well-to-wheels energy consumption and emissions of electric vehicles: Mid-term implications from real-world features and air pollution control progress[J]. *Applied Energy*, 2017, 188: 367-377.

[19] 王书肖等. 我国大气细颗粒物污染防治目标和控制措施研究. *中国环境管理*, 2015, 2: 37-43.

[20] Shen W, Han W J, Wallington T J.. Current and Future Greenhouse Gas Emissions Associated with Electricity Generation in China: Implications for Electric

- Vehicles[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(12): 7069-7075.
- [21] Zhao B, Wang S, Wang J, Fu J, Liu T, Xu J, Fu X, Hao J.. Impact of national NO_x and SO₂ control policies on particulate matter pollution in China[J]. Atmospheric Environment, 2013, 77: 453-463.
- [22] Zheng H, et al. Transition in source contributions of PM_{2.5} exposure and associated premature mortality in China during 2005–2015. Environment International, 2019, 132: 105111.
- [23] 何晓旖. 基于个体出行的电动车生命周期环境影响与用户效益研究[D]. 清华大学, 2018.
- [24] Cai S, et al. Impact of air pollution control policies on future PM_{2.5} concentrations and their source contributions in China. Journal of Environmental Management, 2018, 227: 124-133.
- [25] Zhang S, Wu Y, Liu H, Huang R, Un P, Zhou Y, Fu L, Hao J. Real-world fuel consumption and CO₂ (carbon dioxide) emissions by driving conditions for light-duty passenger vehicles in China[J]. Energy, 2014, 69: 247-257.
- [26] Tietge U, Díaz S, Mock P, German J, Bandivadekar A, Ligterink N. . From Laboratory to road. [EB/OL] http://www.theicct.org/sites/default/files/publications/ICCT_LaboratoryToRoad_2016.pdf.
- [27] 小熊油耗. <https://www.xiaoxiongyouhao.com>
- [28] Wang R, et al. Can propulsion and fuel diversity for the bus fleet achieve the win–win strategy of energy conservation and environmental protection? Applied Energy, 2015, 147: 92-103.
- [29] European Environment Agency. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook. <https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-pollution-sources-1/emep-eea-air-pollutant-e>

mission-inventory-guidebook

[30] Goldstein A, et al. Investigating Semi-Volatile Organic Compound Emissions from Light-Duty Vehicles. 2017.

<https://ww2.arb.ca.gov/sites/default/files/classic/research/apr/past/12-318.pdf>

[31] Coordinating Research Council. Linking Tailpipe to Ambient: Phase 1-3 Final Report (CRC Project A-74/E-96). 2014.

[32] May A, et al. Gas- and particle-phase primary emissions from in-use, on-road gasoline and diesel vehicles. *Atmospheric Environment*, 2014, 88: 247-260.

[33] U.S. EPA. Speciation of Total Organic Gas and Particulate Matter Emissions from On-road Vehicles in MOVES2014b. 2018.
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockkey=P100UXME.pdf>

[34] Man H, et al. VOCs evaporative emissions from vehicles in China: Species characteristics of different emission processes. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2020, 1: 100002.

[35] 王人洁. 电动车和天然气车能源环境影响的燃料生命周期评价研究[D]. 清华大学, 2015.

[36] Anenberg SC, et al. Impacts and mitigation of excess diesel-related NO_x emissions in 11 major vehicle markets. *Nature*, 2017, 545(7655): 467-471.

[37] Wen, Y.F., et al. Mapping dynamic road emissions for a megacity by using open-access traffic congestion index data. *Applied Energy*, 260, 114357 (2020).

[38] Yang, D., et al. High-resolution mapping of vehicle emissions of atmospheric pollutants based on large-scale, real-world traffic datasets. *Atmos. Chem. Phys.* 19, 8831-8843 (2019).

[39] Cai, S.Y., et al. The impact of the “Air Pollution Prevention and Control Action Plan” on PM_{2.5} concentrations in Jing-Jin-Ji region during 2012–2020. *Sci. Total*

Environ. 580, 197-209 (2014).

[40] 赵斌. 细颗粒物化学组成及其对前体物排放响应的数值模拟研究. 北京: 清华大学, 2015.

[41] Burnett, R.T., et al. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 115, 9592-9597 (2018).

[42] Stanaway, J.D., et al. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *Lancet* 392(10159), 1923-1994 (2018).

[43] Shen, H., et al. Urbanization-induced population migration has reduced ambient PM_{2.5} concentrations in China. *Sci. Adv.* 3, e1700300 (2017).

[44] Revesz, R., et al. Best cost estimate of greenhouse gases. *Science* 357 (6352), 655 (2017).

[45] Climate Change 2014 Synthesis Report (Intergovernmental Panel on Climate Change, Accessed 2015);
https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf