2019
06

中国石油消费总量控制的健康效应分析

ANALYSIS ON THE HEALTH BENEFIT FROM AN OIL CAP IN CHINA

执行报告

EXECUTIVE REPORT

油控研究项目真实成本课题组

本课题属于中国石油消费总量控制和政策研究项目（下文简称‘油控研究项目’）子课题之一。

中国石油消费总量控制和政策研究项目（油控研究项目）

中国是世界第二大石油消费国和第一大石油进口国。石油是中国社会经济发展的重要动力，但石油的生产和消费对生态环境造成了严重破坏；同时，石油对外依存度上升也威胁着中国的能源供应安全。为应对气候变化和减少环境污染，自然资源保护协会（NRDC）和能源基金会中国（EF China）作为协调单位，与国内外政府研究智库、科研院所和行业协会等十余家有影响力的单位合作，于2018年1月共同启动了“中国石油消费总量控制和政策研究”项目（简称油控研究项目），促进石油资源安全、高效、绿色、低碳的可持续开发和利用，助力中国跨越“石油时代”，早日进入新能源时代，为保障能源安全、节约资源、保护环境和公众健康以及应对气候变化等多重目标做出贡献。

NRDC 自然资源保护协会 NATURAL RESOURCES DEFENSE COUNCIL

自然资源保护协会（NRDC）是一家国际非盈利非政府环保机构，拥有逾140万会员及支持者。自1970年成立以来，以环境律师、科学家及环保专家为主力的NRDC员工们一直为保护自然资源、公共健康及环境而进行不懈努力。NRDC在美国、中国、加拿大、墨西哥、治理、哥斯达黎加、欧盟、印度等国家及地区开展工作。请登录网站了解更多详情www.nrdc.cn。

系列报告

《石油开采利用的水资源外部成本研究》
《中国石油真实成本研究》
《中国传统燃油汽车退出时间表研究》

油控研究项目系列报告

中国石油消费总量控制的健康效应分析

ANALYSIS ON THE HEALTH BENEFIT FROM AN OIL CAP IN CHINA

执行报告

EXECUTIVE REPORT

主要作者

潘小川　武子婷　王战

油控研究项目真实成本课题组

2019 年 06 月

目录

Executive Summary 5

专业术语表 7

前言 8

1. 石油相关污染对人群健康的危害 9

1.1 石油相关大气污染的健康危害

1.2 石油相关水污染的健康危害

1.3 塑料污染的健康危害

2. 石油相关大气污染的健康成本核算 18

2.1 核算方法

2.2 量化分析

2.3 不确定性分析

3. 结论及展望 32

3.1 主要结论

3.2 政策建议

3.3 展望

参考文献 36

Executive Summary

Backgrounds

Petroleum is an indispensable raw material and a basic form of energy in China. It has an important strategic position within the national economy and is closely related to industrial development and daily life. With the advancement of industrialization and the improvement of China's energy structure, total petroleum consumption continues to rise. The impact of petroleum extraction, refining and consumption on the ecological environment and public health cannot be underestimated. Some previous studies have showed that the extraction, refining and consumption of petroleum could release a large number of harmful pollutants into the atmosphere, freshwater bodies and oceans, endangering the lives and health of the public. However, few studies have comprehensively evaluated the health hazards caused by the petroleum industry chain, and there is a lack of data on economic losses caused by petroleum-related pollution. What are the health impacts and economic losses caused by petroleum-related pollution? This has become a central question that the relevant departments urgently need to address. Based on the above information, this study chose 2015 as the baseline year from which to evaluate the health impacts and economic losses of petroleum-related pollution qualitatively and quantitatively, and to provide scientific reference for formulating the national total petroleum consumption control policy.

Methods

In this study, we summarized the health hazards of petroleum-related air, water and plastic pollution to public health, and quantitatively evaluated the health costs of petroleum-related air pollution.

In the first part, we gathered the extensive literature on petroleum-related air pollution, water pollution and plastic pollution, with a focus on the health impacts of petroleum-related pollution. We then conducted a literature review to summarize the health hazards caused by petroleum extraction, refining, manufacture and consumption.

In the latter part, we collected air pollution data, health outcome data, pollutant apportionment data and statistical life value for 31 provinces and 74 cities in China. After integration exposure-reaction (IER) modeling and excessive mortality calculation,

we evaluated the 2015 health costs of petroleum-related air pollution in 31 provinces and 74 cities.

Results

The literature review showed that petroleum extraction, refining, manufacture and consumption could lead to serious air pollution, water pollution and plastic pollution, endangering the respiratory, cardiovascular, endocrine and nervous systems of the exposed population. In addition, some carcinogenic pollutants could significantly increase the risk of cancer.

Our results showed that in 2015, the number of excess deaths due to petroleum-related air pollution in 31 provinces was 195 thousand and the related economic losses were 150.68 (95%CI: 98.31, 229.19) billion yuan. The health costs per unit of petroleum consumption was 278.6 yuan/ton. In 74 representative cities, the health costs of petroleum-related air pollution were 88.89 (95%CI: 57.97, 135.16) billion yuan, and the economic losses of Beijing-Tianjin-Hebei Region, Yangtze River Delta Region and Pearl River Deltas Region accounted for 64.6% of the total economic losses in 74 cities.

Uncertain analysis

1. At present, there is no standard value for VSL in China. When calculating the health costs of petroleum-related consumption, different parameters can cause the results of the study to differ significantly.

2. For the limited conditions of data, the air pollution data in our study was based on the national environmental monitoring sites and did not utilize individual exposure assessment.

3. Due to the limitation of data conditions, our study failed to quantitatively evaluate the health cost of petroleum-related water and plastic pollution and underestimated the real health costs of petroleum.

Conclusion

Pollutants discharged from petroleum extraction, refining and consumption processes have significant health impacts on the exposed population, creating a heavy burden of health problems and economic losses. The relevant government departments should formulate policies to control the total consumption of petroleum, focusing on strengthening the prevention and control of petrochemical and vehicle pollution in economically developed areas, so as to minimize the health cost for the public due to petroleum-related pollution.

专业术语表

英文缩写及英文名称	中文名称	术语解释
OR (Odds Ratio)	比值比、优势比	病例组中暴露人数与非暴露人数的比值除以对照组中暴露人数与非暴露人数的比值。反映暴露对发病（死亡）是保护因素 / 有害因素 / 无作用因素。
RR (Relative Risk)	相对危险度	反映暴露因素与发病（死亡）关联强度的指标。RR 表明暴露组发病或死亡的风险是非暴露组的多少倍。RR 值越大，表明暴露因素的健康效应越大，暴露因素与结局关联的强度越大。
CI (Confidence Intervals)	置信区间	指在某一置信水平上，参数真值的取值范围。

前言

石油是我国不可或缺的基础能源和工业原料，在国民经济中具有重要的战略地位，与工业发展和人民日常生活密切相关。随着我国工业化的推进及能源结构的改善，石油消费总量持续上升。自 2014 年起，我国石油消费总量已超过 5 亿吨，是世界石油进口和消费量最大的国家之一。

石油的开采、加工和消费过程会向大气、淡水和海洋中释放大量有害物质，危害生态环境和公众健康。已有研究表明，大规模的石油消耗产生了大量颗粒物、臭氧和氮氧化物等污染物，导致了严重的大气污染问题，危害人体的呼吸、心血管、神经、免疫和生殖等多个系统 [1]。石油产业链带来的水污染问题也不容小觑，不仅严重危害了受污染流域周边居民的生命健康，导致心血管疾病、内分泌功能障碍甚至是癌症的发生，还破坏了水域生态系统，造成鱼虾等水生生物大量死亡，对我国的水产经济存在不良影响。此外，塑料污染问题也越来越受到社会各方面重视。塑料是重要的石油化工产品，在给人类生活带来极大便利的同时，也造成了严重的环境污染问题。大量被随意丢弃的塑料制品可在环境中降解为有害颗粒，通过生物链传递进入人体，引起一系列不良反应。

石油相关污染带来的健康危害贯穿了整个产业链的所有环节，造成了沉重的疾病负担。然而，目前鲜有研究综合、系统的评估整个石油产业链带来的健康危害，也缺乏石油相关污染造成的经济损失数据。石油相关污染对人群健康存在哪些不良影响？造成了多大的经济损失？已经成为了国家有关部门迫切需要回答的问题之一。

基于上述背景，本研究对石油相关污染的不良健康影响进行综述，并定量评估 2015 年我国石油相关污染造成的健康经济损失，旨在揭示石油的真实成本，为合理有效控制石油消费总量、保障生态文明和公众健康提供重要的理论基础。

1

石油相关污染对人群健康的危害

本章节主要介绍了石油加工、开采和消费过程产生的大气污染、水污染和塑料污染对暴露人群的健康效应，综述石油相关污染对人群健康的危害。

1.1 石油相关大气污染的健康危害

石油是重要的化工原料，其开采、加工和使用过程会向自然界释放多种大气污染物，包括颗粒物、一氧化碳、氮氧化物、挥发性有机物和臭氧等，对暴露人群的呼吸、心血管、神经、免疫和生殖等多个系统存在不良影响 [1]，因此受到了社会各方面的高度重视。

1. 颗粒物（Particulate Matter）

大气颗粒物是造成雾霾的元凶，根据其粒径大小可分为总悬浮颗粒物（Total Suspended Particulate, TSP）、可吸入颗粒物（Particulate matter less than 10 μm in aerodynamic diameter, PM_{10}）和细颗粒物（Particulate matter less than 2.5 μm in aerodynamic diameter, $PM_{2.5}$），其中对人体健康影响较大的颗粒物主要为 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$。颗粒物成分较为复杂，具有较强的吸附能力，可以吸附各种金属粉尘、强致癌物和病原微生物，随气流进入人体呼吸道，透过肺泡达到体内其他器官，导致多种疾病发生。与 PM_{10} 相比，$PM_{2.5}$ 粒径较小，更容易携带大量有害物质进入机体，因此引起的健康危害更大。

自上世纪 80 年代以来，大量流行病学研究发现，短期暴露于 $PM_{2.5}$ 可显著增加呼吸系统疾病、心血管疾病和癌症等疾病的死亡风险 [2]；长期接触 $PM_{2.5}$ 可能是我国成年人高血压 [3, 4] 和肺功能下降 [5, 6] 的重要原因。据全球疾病负担研究（Global Burden of Diseases, GBD）估计，2010 年我国室外颗粒物污染导致了 120 万人过早死亡及 2500 万伤残调整生命年损失 [7]。

呼吸系统影响：颗粒物随气流进入人体后，可破坏呼吸道的防御屏障，通过氧化应激和炎症反应对肺部造成损伤。一方面，颗粒物进入呼吸道底部后，会被巨噬细胞吞噬，在颗粒物的刺激下，巨噬细胞可释放一系列细胞因子和炎症因子，导致炎症的发生。另一方面，颗粒物可以吸附多种有害物质，直接诱导细胞氧化应激损伤。此外，颗粒物还可以携带大量的致病微生物进入人体，导致呼吸道感染的发生率显著增加。已经有大量流行病学研究发现大气颗粒物与呼吸系统疾病发生率和死亡率均存在正相关，北京市一项研究发现，大气 $PM_{2.5}$ 浓度每上升 10 μg/m³，下呼吸道感染的住院数增加 0.84%[8]。Chen 等 [9] 人的研究发现，大气颗粒物是哮喘发生的独立危险因素，与儿童咳嗽变异性

哮喘有关。另有研究表明，上海市大气 $PM_{2.5}$ 浓度每上升一个四分位数，上呼吸道感染、慢性阻塞性肺疾病和儿童呼吸道疾病的急诊人次增加 8.81%~17.26%，相关医疗费用支出增加 0.33%~25.81%[10]。

循环系统影响：细颗粒物可以透过肺泡进入血液中，通过一系列反应诱导活性氧和炎症因子表达水平增加，从而加速血管内皮损伤，导致心脑血管疾病发生。大量研究表明大气颗粒物暴露能显著增加循环系统疾病的发病率和死亡率。一项北京市的研究发现，大气 $PM_{2.5}$ 浓度每上升 10 μg/m³，缺血性心脏病和心律失常的医院急诊人次增加 0.56% 和 0.81%[11]。Xie 等 [12] 的研究发现，大气 PM_{10} 对冠心病的发生具有显著影响，65 岁以上老年人群对颗粒物污染更为敏感，疾病发生风险更高。另有一项基于全国 172 个城市的研究发现，大气 $PM_{2.5}$ 浓度每增加 10 μg/m³，缺血性卒中的住院人次增加 0.34%[13]。

致癌影响：大气 $PM_{2.5}$ 已于 2013 年被国际癌症研究机构（IARC）确定为致癌物。$PM_{2.5}$ 粒径较小，相对表面积大，可吸附多环芳烃等致癌物进入人体，诱导机体产生一系列反应，从而增加癌症的发生风险。此外，最近一项研究发现，大气 $PM_{2.5}$ 可以通过诱导 DNA 损伤 [14]，导致肺癌的发生。

其他疾病影响：大气颗粒物暴露还可能对生殖系统和精神健康存在不良影响。我国一项多城市研究 [15] 发现，大气 $PM_{2.5}$ 每增加 10 μg/m³，人群生育率显著降低 2.0%。另有研究表明，大气 $PM_{2.5}$ 对胎儿、婴幼儿的健康也会产生较大影响，妊娠晚期（尤其是在分娩前半个月）接触高浓度 $PM_{2.5}$ 可增加早产风险 [16]。此外，大气颗粒物还能影响人们的心理健康，长时间暴露在阴霾天气下，容易使人情绪低落；在严重的情况下，可导致抑郁症发生。Jia 等人的研究 [17] 发现大气 $PM_{2.5}$ 暴露可能会对情绪调节产生负面影响，增加精神障碍的发生风险，但潜在的机制仍需要进一步研究。

2. 一氧化碳（Carbon Monoxide, CO）

化石燃料的不完全燃烧极易产生一氧化碳。CO 与血液中的血红蛋白结合的速度比氧气快 250 倍，当它经呼吸道进入血液循环后，可竞争性抑制氧气与血红蛋白结合，从而削弱血液向各个组织器官输送氧的能力，危害中枢神经系统，造成人的感觉、反应、理解和记忆力等功能下降，短期暴露于高浓度 CO 还可以导致呼吸麻痹、昏迷甚至死亡。此外，最近一项台湾的研究发现 CO 可能会导致精神疾病，与老年帕金森病的发生存在正相关 [18]。

3. 氮氧化物（Nitrogen Oxides, NOx）

常见的氮氧化物主要有 NO、NO_2 和 N_2O 等，其中 NO 和 NO_2 对人类健康的危害最大。氮氧化物除了能直接对人体产生健康危害外，还能与烃类物质发生一系列化

学反应，产生强氧化性的光化学烟雾，刺激眼部和呼吸道粘膜，并增加人体对过敏原的敏感性。大气 NO_2 与呼吸系统疾病、循环系统疾病的发病和死亡密切相关，有研究发现，在 NO_2 浓度为 9.4mg/m³ 的空气中暴露 10 分钟，即可造成人的呼吸系统功能失调 [19]。最近一项研究 [20] 发现，一般室外源 NO_2 浓度每增加 10μg/m^3，COPD 发病风险将增加 1.7%，交通源大气 NO_2 浓度每上升 10μg/m^3，COPD 的发病风险增加 17.8%。此外，也有研究表明氮氧化物对肺癌的发生具有显著影响，NO_2 浓度每增加 10μg/ m^3，肺癌发病风险将增加 3~4%[21]。

4. 挥发性有机物（Volatile Organic Compounds，VOCs）

挥发性有机物是形成二次 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染的重要前体物质，主要包括苯、甲苯、乙苯和二甲苯（BTEX）等，对人类健康构成了极大的威胁。大气中的 VOCs 一方面来源于现代交通燃料的燃烧，另一方面来源于石油化工行业的排放和石油衍生产品的使用。

VOCs 普遍存在于室内外空气中，是一类十分重要的空气污染物。有研究表明，VOCs 暴露可对人体呼吸系统、神经系统以及免疫系统产生不良影响 [22-24]，甚至可导致癌症及遗传疾病的发生 [25]。

呼吸系统影响：VOCs 具有挥发性，首先侵犯人体的呼吸系统，可引发咳嗽、气促等症状。李曙光等 [26] 在长春市监测了新装修住户的室内污染物浓度，发现空气中的甲醛浓度每增加 5mg/m^3，呼吸系统疾病的发生风险增加 2.452 倍。方家龙等 [27] 的研究表明，接触低浓度的乙醛蒸气 30 分钟，可导致人体产生轻微的上呼吸道症状；短期吸入高浓度的乙醛蒸气可导致昏迷、呼吸麻痹甚至死亡。

神经系统影响：研究表明，高浓度 VOCs 暴露可能会引起失明、认知功能障碍和反应迟缓等中枢神经系统症状 [28, 29]。刁奇志等 [30] 的研究发现，新装修房屋的室内甲醛及苯的浓度与居民神经系统疾病发生率存在正相关。金永堂等 [31] 的研究显示，随着室内甲醛浓度的增加，人群发生神经系统症状的危险性显著提升。施健等 [32] 调查了昆山市 18 家存在甲醛职业危害的企业，对 65 名甲醛接触工人和 70 名对照组工人进行神经行为功能测试，结果表明长期接触高浓度甲醛气体可导致工人的精神情绪和神经行为发生显著的改变。

致癌风险：VOCs 中的多种物质如苯、甲苯、乙苯、苯乙烯和甲醛等已被列入致癌物名单，其中苯和甲醛属于一类致癌物，已被确认对人类存在致癌性；苯乙烯和乙苯属于二类致癌物，可能对人类存在致癌性。Gérin 等 [33] 探索了 VOCs 与 15 种常见癌症之间的关系，研究结果表明，多种癌症的发生率与苯、甲苯和二甲苯的接触浓度存在的正相关。近二十年来，我国许多学者也探索了室内外 VOCs 暴露对癌症发生率的影响。刘金玲等 [34] 采用了回顾性队列的研究方法，对 4 家工厂 5875 名工人的甲醛接触水平与胃癌发生情况进行分析，发现长期接触高浓度甲醛的工人胃癌发病率较高。Zhang 等 [35] 的 Meta 分析也显示室内甲醛暴露能显著增加骨髓系白血病的发生风险。

5. 臭氧（Ozone，O_3）

臭氧是我国常规监测的 6 种污染物之一，可由机动车尾气中的氮氧化物和挥发性有机物通过光化学反应产生。近年来，我国大气 O_3 浓度不断呈现上升趋势，其对人群健康的危害越来越受到社会各方面的重视。

O_3 具有强氧化性，对人体最突出的危害是刺激眼睛和上呼吸道黏膜，引起眼部黏膜充血和呼吸道炎症。1952 年 12 月和 1955 年 9 月，美国洛杉矶发生了严重的光化学烟雾事件，数百名老年人在短短 2 日内死亡，大量市民出现眼睛刺痛、呼吸困难等症状，严重危害了公众的生命健康。欧盟委员会环境部主席指出，因地面 O_3 污染，欧盟居民人均寿命减少了 8 个月，每年死于地面 O_3 污染的人数超过 2 000 人。

呼吸系统疾病影响：国内外大量流行病学研究发现，无论长期或短期暴露于大气 O_3，都能显著增加人群呼吸系统疾病的发病率、住院率和死亡率 [36, 37]。董继元等 [38] 人的研究发现，大气 O_3 浓度每上升 10 μg/m^3，人群总死亡率和呼吸系统疾病死亡率分别增加 0.400% 和 0.461%。Yang 等 [39] 使用每日最大 8h 平均浓度评价 O_3 对人群呼吸系统疾病的影响，结果发现最大 8h O_3 滑动平均浓度每增加 10 μg/m^3，呼吸系统疾病死亡率增加 4.47%。

循环系统疾病影响：除了对人体呼吸系统具有不良影响外，大气 O_3 暴露还可以显著增加心血管疾病的死亡率。Atkinson 等 [40] 对既往队列研究资料进行 Meta 分析，结果显示大气 O_3 浓度每升高 10 μg/m^3，心血管疾病死亡率增加 1.01%。我国一项多城市研究 [41] 也发现，大气 O_3 浓度每上升 10 μg/m^3，广州、中山、上海和苏州心血管疾病的死亡风险分别增加 0.98%、0.77%、0.53% 和 0.63%。

其他疾病影响：大气 O_3 暴露还可能对神经系统和生殖系统存在一定危害。研究表明，长期 O_3 暴露会损害中枢神经系统，导致思维紊乱、认知反应减少、头疼等症状 [42]。母亲孕期接触高浓度 O_3 可导致新生儿睑裂狭小发生率显著上升，高浓度 O_3 还可对精子产生明显的毒性作用，导致精子活动率下降 [43, 44]。

6. 铅

铅是有毒的重金属元素，机动车燃油大多数掺有四乙基铅防爆剂或甲基铅，其燃烧后生成的铅元素和化合物均为有毒物质，城市大气中的铅 60% 以上来源于含铅汽油的燃烧。人体中铅含量超标可引发心血管系统疾病，并影响肝、肾和神经系统的功能。由于铅尘比重大，通常积聚在 1 米左右高度的空气中，靠近儿童青少年的呼吸带，因此对儿童的威胁最大 [45]。我国已于 2000 年 7 月 1 日全国停止销售和使用含铅汽油，汽油燃烧引起的铅尘污染问题也逐渐淡出了公众视野。

1.2 石油相关水污染的健康危害

除了大气污染外，石油开采、运输和加工过程中带来的水污染问题也不容忽视。石油相关水污染对生态环境和人体健康的危害主要表现为两个方面：一方面，石油开采和运输过程中泄露的原油会在水面上形成一层油膜，将水体和大气隔绝，从而降低水中溶解氧的含量和水面的透光性，导致大量水生植物因缺氧、光照不足而死亡，使水质恶化，危害流域周边居民的生命健康。另一方面，石油加工和消费过程中会产生大量的工业废水，包括氨氮、化学需要量（Chemical Oxygen Demand, COD）、挥发酚和氰化物等污染物，对公众健康产生不良影响。

1. 氨氮

氨氮是水体中以铵离子（NH_4^+）和游离铵（NH_3）形式存在的氮，是造成水体富营养化的重要物质。当大量氨氮进入水体后，可引起藻类和浮游生物迅速繁殖，消耗大量的溶解氧，造成水质迅速恶化、鱼类和其他生物大量死亡。此外，水中的氨氮可经过一系列反应生成亚硝酸盐和硝酸盐，进入机体后可导致胃肠道疾病[46]、甲状腺功能异常[47]、高铁血红蛋白血症[48]和癌症[49]等疾病。

2. COD

COD 是水体中能被强氧化剂氧化的还原性物质的量，是测定水体中有机物含量的间接指标。需氧有机物对生态环境和人体健康的危害主要表现为以下几个方面：一方面，需氧有机物进入水体后，能被好氧微生物分解，大量消耗水中的溶解氧，造成水体缺氧状态，危害水生生物的生长，甚至导致鱼类大规模死亡。当溶解氧耗尽后，有机物转入厌氧分解过程，产生硫化氢、氨类等有害物质，使水质进一步恶化。另一方面，全球水体中已鉴别出的致突变性、致癌性有机物已达 100 余种，居民长期接触或饮用被致癌性有机物污染的饮用水，可导致癌症的发病风险显著增加[50]。

3. 挥发酚

挥发酚是指能随水蒸气一起挥发的酚类物质，对人体健康存在巨大危害。水体中的酚类物质可经皮肤和消化道进入人体，导致蛋白质变性、沉淀，短时间内接触一定量的酚类物质可导致肌肉无力、抽搐、吞咽困难甚至昏迷等急性中毒现象[51]。长时间饮用被酚类物质污染的饮用水，可引起头痛、皮肤瘙痒、造血器官损害及多种神经系统症状。也有研究表明，部分酚类物质具有内分泌干扰作用，可导致内分泌功能障碍[52]。此外，

高浓度的酚使水的感官性状明显恶化，产生恶臭和异味，威胁水中动植物的生存，破坏水体的生态系统。

4. 氰化物

氰化物是一种致命的剧毒物质，口服 0.7mg/kg~3.5mg/kg 的氢氰酸，或吸入空气中 0.5mg/L 的氢氰酸即可致死。废水中的氰化物主要由皮肤、消化道进入体内，部分作业工人在处理工业废水时，也可能会接触到空气中的氰化物。当人体短时间内摄入一定量的氰化物后，氰根离子可阻断呼吸链，造成组织缺氧，可在数秒内导致呼吸困难、昏迷、甚至死亡 [53]。慢性氰化物中毒或长期微量接触氰化物可导致神经衰弱症状（头疼、乏力、失眠等）及植物性神经功能紊乱（流涎、多汗、血压降低等）[54]。

1.3 塑料污染的健康危害

塑料是重要的石油化工产品，被广泛运用于食品包装、汽车零件、建筑材料和医疗器械等行业中。随着工业化进程的不断推进，人类对塑料的需求与日俱增，全球塑料产量已由 1950 年的 200 万吨增加到了 2015 年的 3.8 亿吨，至 2015 年底，人类已累计生产了 83 亿吨塑料。各种塑料制品给人类的日常生活带来了极大的便利，但与此同时，大量塑料消耗也导致了严重的环境污染问题，大约三分之二的塑料被释放到环境中，造成了土壤污染、水污染及海洋污染。

塑料对人体健康的危害贯穿了生产加工、消费和处置环节。在生产和加工环节，大量石油的消耗带来了严重大气污染问题，危害人体的呼吸、心血管和生殖等多个系统，显著提升了癌症的发生风险。在消费和处置环节，微塑料和化学添加剂等多种有害物质被释放到环境中，直接或间接进入人体，导致生殖功能障碍、内分泌功能紊乱，甚至是癌症的发生。

1. 塑料生产加工环节的健康危害

塑料的精炼和加工过程会向大气中释放大量的 CO、NOx、颗粒物和 VOCs，危害人体的呼吸、心血管等多个系统，并提升癌症的发生风险。一些研究也发现，除了具有致癌性外，甲苯、苯乙烯和烷烃等 VOCs 还可导致中枢神经功能抑制 [55]、生殖功能减弱 [56] 和儿童发育迟缓 [57]。与普通社区居民相比，石油化工行业的作业工人暴露于高

浓度致癌物和内分泌干扰物的时间更长，因此更容易发生肿瘤和生殖功能障碍。

2. 塑料使用环节的健康危害

在塑料使用的过程中，微塑料和化学添加剂可随水和食物进入人体，危害公众的生命健康。

微塑料是指直径小于 5 毫米的塑料碎片和颗粒，可分为初生微塑料和次生微塑料。初生微塑料是指由人类生产的塑料颗粒工业产品，如：牙膏、沐浴露等个人护理产品中的颗粒，以及作为工业原料的塑料颗粒和树脂颗粒。次生微塑料是人类随意丢弃的塑料垃圾在环境中经过一系列物理、化学反应产生的塑料颗粒。在塑料的使用环节，微塑料可随水、食物或个人护理产品进入人体，目前关于微塑料对人体健康的作用机制尚不明确，可能与炎症、基因损伤、氧化应激和细胞凋亡有关，最终可导致组织损伤和纤维化，甚至是癌症的发生 [58]。

塑料的添加剂是改善塑料性能或降低制造成本的化学助剂。常见的添加剂有增塑剂、软化剂、着色剂和阻燃剂等，其中增塑剂是全球消费量最大的塑料助剂之一。双酚 A（Bisphenol A, BPA）和邻苯二甲酸酯类（Phthalates, PAEs）是使用最广泛的增塑剂，已被美国、日本和欧盟等多个国家和组织证实为环境内分泌干扰物，可导致内分泌功能异常。另有研究发现，多溴联苯醚、多氯联苯等助燃剂可蓄积在水生动物的脂肪中，当人体长期摄入被助燃剂污染的鱼类后，可出现神经功能障碍和甲状腺功能异常等症状 [59]。

3. 塑料处置环节的健康危害

塑料处理是控制塑料污染的重要环节，然而，自 1950 年以来，60% 的塑料被随意丢弃或填埋于环境中，12% 的塑料被焚烧处理，仅有 9% 的塑料被回收和循环利用 [60]。

塑料垃圾的焚烧过程会向大气中释放大量重金属、二恶英、呋喃类有机物和多环芳烃等有害物质，危害人类和动植物健康。二恶英是最受公众重视的垃圾焚烧污染物，在环境中具有稳定性和累积性。环境中的一部分二恶英可经呼吸道和皮肤接触直接进入人体，另一部分二恶英可在生物体内蓄积，并随食物链传递进入人体中。人体摄入过量二恶英可引起肝、免疫、内分泌和生殖功能障碍，甚至产生不可逆的致癌、致畸和致突变的“三致”作用 [61]。

在全球范围内，每年有大量的塑料垃圾被随意丢弃或掩埋，遍布了土壤、淡水和海洋。各类塑料在自然界的降解周期长达数十年至数百年之间，土壤中的废弃塑料破坏了土壤结构，并影响土壤的通透性，抑制植物的生长发育；海洋中的废弃塑料可缠绕海洋动物的躯体，或阻塞其消化道，影响其生长发育，甚至造成死亡。近年来，微塑料对生态系统和人类健康的危害也越来越受到重视。大量塑料垃圾可在环境中经一系列反应分解为

次生微塑料，可被海洋中的鱼类、贝类和海藻摄入和富集，经食物链传递进入人体。此外，中国的一项研究还在食盐中发现了微塑料 [62]。次生微塑料对人体健康的危害主要表现为两个方面：一方面，微塑料可能与炎症、氧化应激和细胞凋亡等机制有关，可引起组织损伤或癌症的发生；另一方面，微塑料粒子具有较强的吸附能力，可携带具有毒性的持久性有机物和病原微生物 [63] 进入人体，引起一系列不良反应。

综上所述，石油相关污染对生态环境和人体健康的危害贯穿了开采、加工和消费环节，严重威胁了人类及动植物的生命健康。因此，相关部门应出台政策控制石油相关废气、废水的排放，推动塑料回收利用技术的发展，并向公众倡导绿色消费、节能环保的生活方式，以降低石油相关污染造成的健康损失。

2

石油相关大气污染的健康成本核算

2.1 核算方法

1. 大气污染物数据

石油消费不仅能造成大气颗粒物污染，还能产生大量的 NOx 和 VOCs，导致臭氧污染和二次颗粒物污染。大气 $PM_{2.5}$ 和 O_3 是我国主要的大气污染物，也是世界各国评估大气污染所致疾病负担的首选指标。因此，本研究以 $PM_{2.5}$ 和 O_3 作为大气污染指标，2015 年 31 个省 / 直辖市的 $PM_{2.5}$ 和 O_3 年均浓度数据来源于生态环境部各省环境状况公报[64]，74 个重点城市的 $PM_{2.5}$ 和 O_3 年均浓度数据来源于《中国统计年鉴》2016 卷[65]。

2. 健康结局数据

大气污染对循环系统疾病和呼吸系统疾病的健康危害已经得到了广泛证实，参考较为权威的全球疾病负担研究（Global Burden of Disease, GBD）[66]，本研究以缺血性心脏病（Ischemic Heart Disease, IHD）、卒中（Stroke）、肺癌（Lung Cancer, LC）和慢性阻塞性肺疾病（Chronic Obstructive Pulmonary Diseases, COPD）的死亡数作为健康结局指标，以评估大气 $PM_{2.5}$ 对人群健康危害的长期效应；并以 COPD 的死亡数作为健康结局指标评估大气 O_3 对人群健康危害的长期效应。

目前研究地区未直接公布上述 4 种疾病的死亡数，本研究采用如下公式进行推算：

$$n_i = N_i \times p_i \times c_i \qquad \text{式（1）}$$

在上式中，n_i 为某地区 2015 年上述疾病的死亡人数；N_i 和 p_i 分别为该地区 2015 年常住人口数和总死亡率，二者乘积即该地区 2015 年的总死亡人数；c_i 为我国 2015 年缺血性心脏病、卒中、肺癌或慢性阻塞性肺病占总死亡人数的比例（以下简称“疾病死亡占比”）。

研究地区的总人口数和死亡率数据来源于国家统计局《中国统计年鉴》2016 卷[65]及各城市的《国民经济和社会发展公报》，疾病死亡占比来源于 GBD2015 数据库[67]。

3. 大气污染物源解析数据

自 2014 年以来，我国部分重点城市陆续开展了大气 $PM_{2.5}$ 的源解析工作，探索交

通污染、煤炭燃烧、工业排放和扬尘等因素对大气 $PM_{2.5}$ 产生的贡献。通过 $PM_{2.5}$ 源解析，可定量评估有多少比例的大气 $PM_{2.5}$ 来源于石油消费，并以此计算石油相关大气污染的健康成本。

我国石油消费对大气 $PM_{2.5}$ 形成的贡献率数据来源于环境规划院的研究，移动源排放对 $PM_{2.5}$ 的贡献率为 9.8%。目前我国未开展大规模的大气 O_3 源解析调查，本研究石油消费对 O_3 的贡献率来源于 Wu 等 [68] 的研究，移动源和石油衍生品的使用对大气 O_3 的总贡献率为 37.0%。

4. 大气污染造成的健康损失计算

本研究采用整合暴露 - 反应关系模型（Integrated Exposure-Response Model, IER Model）计算各地区 2015 年大气 $PM_{2.5}$ 的相对危险度 RR 值，公式如下：

$$Z \leq Z_{cf}, RR = 1 \qquad \text{式（2）}$$

$$Z > Z_{cf}, RR = 1 + \alpha\left\{1 - exp\left[-\gamma\left(Z - Z_{cf}\right)^{\delta}\right]\right\} \qquad \text{式（3）}$$

在上式中，Z 是 2015 年某地区 $PM_{2.5}$ 年均浓度；Z_{cf} 是观察到的阈值浓度，IER 模型假定低于此浓度时大气 $PM_{2.5}$ 不具有健康损害风险；RR 是相对危险度；α、γ、δ 是未知参数，可由非线性回归方法推算，具体参数选择见 Burnett 等人的研究 [69]。

本研究使用对数线性暴露 - 反应关系模型计算大气臭氧对 COPD 死亡人数的相对危险度，公式如下：

$$RR = \exp(\beta X) \qquad \text{式（4）}$$

其中，X 是 2015 年某地区 O_3 年均浓度；β 是暴露 - 反应关系系数，来源于美国一项长达 24 年的队列研究 [70]。

在获得相对危险度 RR 值后，采用基于泊松回归的比例风险模型计算大气污染造成的健康损失，公式如下：

$$E = \left(\frac{RR-1}{RR}\right) \times n_i \qquad \text{式（5）}$$

其中：E 为某地区大气 $PM_{2.5}$ 或 O_3 污染造成的健康损失；ni 为病因别死亡人数。

5. 石油相关大气污染的健康损失计算

在得到石油消费对大气污染的贡献率后，可通过如下公式，计算石油相关大气污染的健康成本。

$$E_{oil} = E \times \mu \qquad \text{式（6）}$$

其中 μ 为石油消费对 $PM_{2.5}$ 或 O_3 的贡献率。

6. 石油相关大气污染造成的健康价值损失计算

石油相关大气污染造成的经济损失等于其造成的健康损害人数和人均统计生命价值的乘积，具体公式如下：

$$Cost_{oil} = E_{oil} \times VSL \qquad \text{式（7）}$$

在上式中，Costoil 代表石油相关大气污染造成的经济损失；Eoil 代表石油相关大气污染造成的健康结局变化量，即造成的超额死亡人数；VSL 为人均统计生命价值（防止一个社会成员过早死亡所愿意付出的价值）。

迄今为止，我国关于统计生命价值的研究结果为 15 万 -80 万美元之间，不确定性较大。本研究采用北京大学张世秋团队的最新成果，北京市大气污染相关的统计生命价值为 230 万元（CI: 150 万元 , 350 万元）[71]。由于统计生命价值与人均收入水平密切相关，可使用“成果参照法”（Benefit Transfer Approach）推算出其他研究地区的统计生命价值，公式如下：

$$VSL_i = VSL_{BJ} \times \left(\frac{Income_i}{Income_{BJ}}\right)^{Elasticity} \qquad \text{式（8）}$$

在上式中，VSLi 是某地区的统计生命价值；VSLBJ 是北京市统计生命价值；Incomei 和 IncomeBJ 分别是该地区和北京市 2015 年的居民人均可支配收入；Elasticity 是弹性系数。

各地区的居民人均可支配收入来源于《中国统计年鉴》2016 卷 [65] 和国民经济与社会发展公报 目前关于弹性系数的研究无统一的取值，国内外既往研究的取值在 0~2 之间，本研究弹性系数的取值参考了穆泉 [72] 和 Wang[73] 的研究，并开展了不同弹性系数取值下的敏感性分析。

2.2 量化分析

1. 全国范围内石油相关大气污染的健康成本

（1）研究期间各省 / 直辖市大气污染物的描述性分析

如表 1 所示，2015 年 31 个省 / 直辖市 $PM_{2.5}$ 年均浓度范围为 20~81 μg/m^3。其中，年均浓度最高的 5 个地区位于华北地区；年均浓度最低的 5 个地区位于我国南部地区，为贵州、福建、云南、西藏和海南，浓度分别为 32 μg/m^3、29 μg/m^3、28 μg/m^3、26 μg/m^3 和 20 μg/m^3。所有地区的 $PM_{2.5}$ 年均浓度均高于 WHO 环境空气质量指导值（10 μg/m^3），仅有广东、贵州、福建、云南、西藏和海南 6 个地区的 $PM_{2.5}$ 年均浓度低于我国《环境空气质量标准》二级限值（35 μg/m^3）。

表 1　研究期间各省 / 直辖市大气 $PM_{2.5}$ 浓度

地区	年均浓度（μg/m^3）	地区	年均浓度（μg/m^3）	地区	年均浓度（μg/m^3）
北京	81	吉林	55	内蒙古	41
河南	80	安徽	55	广西	41
河北	77	上海	53	黑龙江	40
山东	76	湖南	53	广东	34
天津	70	新疆	53	贵州	32
湖北	65	浙江	47	福建	29
陕西	59	四川	47	云南	28
江苏	58	宁夏	47	西藏	26
重庆	57	江西	45	海南	20
山西	56	青海	43		
辽宁	55	甘肃	42		

由表 2 可见，2015 年 31 个省 / 直辖市大气 O_3 年均浓度的范围为 106~203 μg/m^3，其中年均浓度最高的五个地区为北京、山东、江苏、上海和河北；年均浓度最低的 5 个地区为福建、贵州、海南、黑龙江和安徽。

表 2　研究期间各省 / 直辖市大气 O_3 年均浓度

地区	年均浓度（μg/m^3）	地区	年均浓度（μg/m^3）	地区	年均浓度（μg/m^3）
北京	203	陕西	137	江西	119
山东	170	青海	137	新疆	116
江苏	167	吉林	136	西藏	115
上海	161	宁夏	135	云南	114
河北	160	山西	134	福建	111
浙江	158	湖南	134	贵州	109
河南	151	内蒙古	131	海南	108
湖北	149	四川	131	黑龙江	107
辽宁	147	甘肃	131	安徽	106
天津	142	重庆	127		
广州	137	广西	122		

（2）研究期间各省 / 直辖市病因别死亡率

图 1 是 2015 年各地区缺血性心脏病和卒中的死亡率。其中，31 个省 / 直辖市缺血性心脏病死亡率在 0.72-1.21‰之间，卒中死亡率在 0.87-1.45‰之间，肺癌死亡率在 0.28-0.47‰之间，慢性阻塞性肺疾病死亡率在 0.39-0.65‰之间。

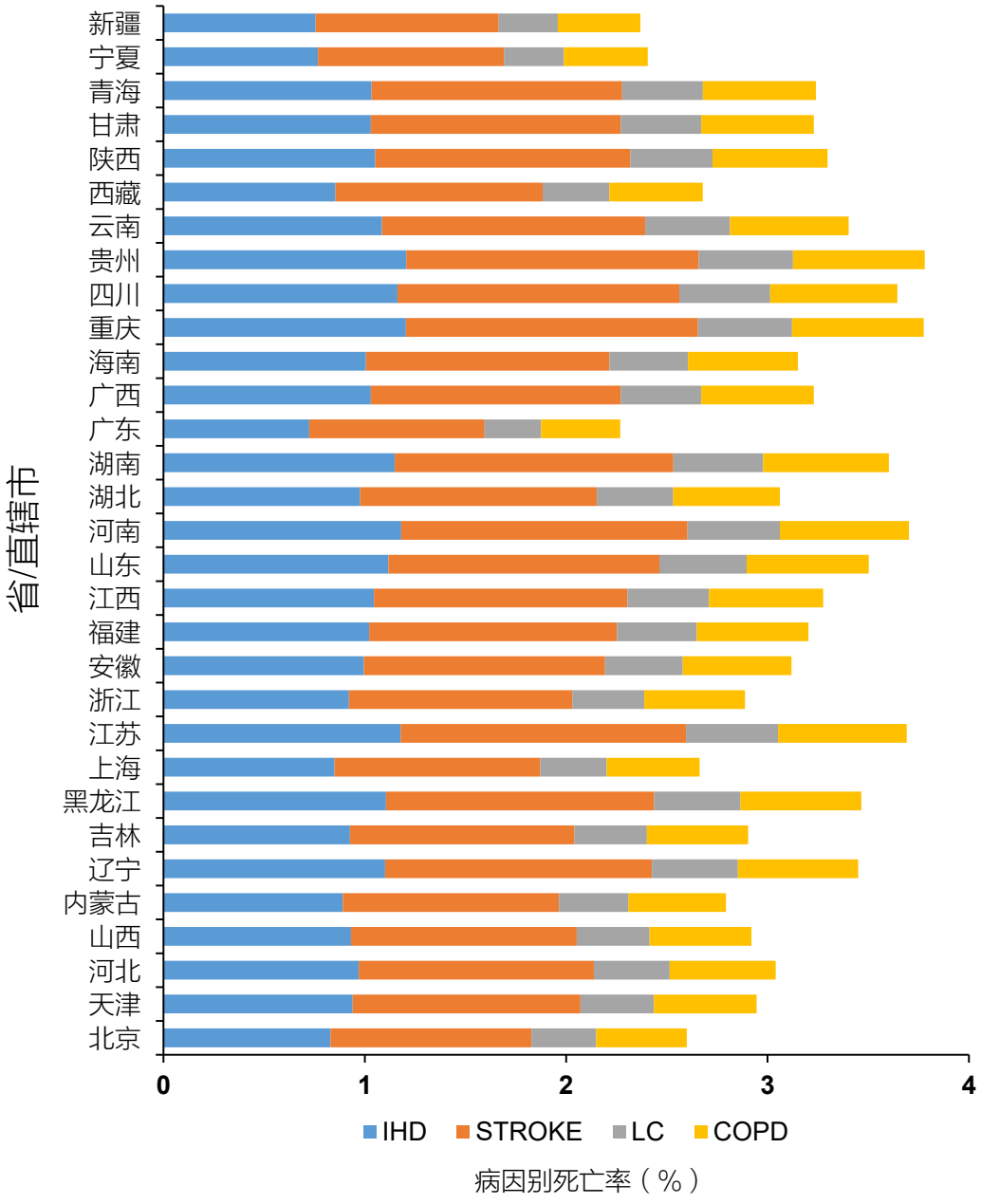

图 1　2015 年 31 个省 / 直辖市四种疾病的死亡率（‰）

（3）各省 / 直辖市的统计生命价值

2015 年我国各地区统计生命价值在 34 万元~239 万元之间。其中上海、北京、浙江、天津和江苏等经济发达地区的 VSL 最高，分别为 239 万元、230 万元、149 万元、125 万元和 115 万元；青海、云南、贵州、甘肃和西藏的 VSL 最低，分别为 48 万元、45 万元、39 万元、38 万元和 34 万元（见表 3）。

表 3　31 个省 / 直辖市的统计生命价值及 95%*CI*

地区	VSL（万元）	地区	VSL（万元）	地区	VSL（万元）
上海	239 (156, 364)	湖北	67 (44, 102)	四川	54 (35, 82)
北京	230 (150, 350)	湖南	63 (41, 97)	河南	54 (35, 82)
浙江	149 (97, 227)	海南	62 (40, 94)	广西	53 (34, 80)
天津	125 (81, 190)	吉林	61 (40, 92)	新疆	52 (34, 80)
江苏	115 (75, 175)	黑龙江	60 (39, 92)	青海	48 (31, 73)
广东	106 (69, 161)	江西	59 (39, 90)	云南	45 (30, 69)
福建	93 (61, 142)	安徽	59 (39, 90)	贵州	39 (26, 60)
辽宁	89 (58, 135)	河北	58 (38, 88)	甘肃	38 (25, 58)
山东	80 (52, 121)	山西	57 (37, 86)	西藏	34 (22, 51)
内蒙古	78 (51, 118)	陕西	55 (36, 83)		
重庆	67 (44, 102)	宁夏	55 (36, 83)		

（4）我国石油相关大气污染造成的健康损失及经济损失

研究期间，我国石油相关大气污染造成的超额死亡人数为 19.5 万人，相关经济损失为 1506.8 (95%CI: 983.1, 2291.9) 亿元。其中，归因于大气 $PM_{2.5}$ 污染的超额死亡人数为 13.2 万人，经济损失为 1008.0 (95%CI: 657.7, 1533.2) 亿元；归因于大气 O_3 污染的超额死亡人数为 6.3 万人，经济损失为 498.8 (95%CI: 325.4, 758.7) 亿元。从疾病分类上看，大气 $PM_{2.5}$ 污染造成超额死亡人数最多的病种为卒中，相关经济损失为 520.4 (95%CI: 339.5, 791.5) 亿元；造成超额死亡人数最少的病种为肺癌，相关经济损失为 97.4 (95%CI: 63.6, 148.2) 亿元（见表 4）。

表 4 研究期间我国石油相关大气污染造成的健康成本及其 95%*CI*

疾病	石油相关大气污染造成的健康损失（万人）	石油相关大气污染造成的经济损失（亿元）
$PM_{2.5}$		
缺血性心脏病	3.7 (2.6, 5.7)	282.4 (184.3, 429.6)
卒中	6.8 (2.3, 8.8)	520.4 (339.5, 791.5)
肺癌	1.3 (0.4, 1.8)	97.4 (63.6, 148.2)
慢性阻塞性肺疾病	1.4 (0.7, 2.1)	107.8 (70.3, 163.9)
O_3		
慢性阻塞性肺疾病	6.3 (1.8, 10.6)	498.8 (325.4, 758.7)
合计	19.5 (7.8, 29.0)	1506.8 (983.1, 2291.9)

综上所述，2015 年我国石油相关大气污染造成的健康价值损失为 1506.8 (95%CI: 983.1, 2291.9) 亿元，2015 年我国石油消费总量为 54088.3 万吨，可计算得到单位石油健康成本为 278.6 (95%CI: 181.7, 423.7) 元 / 吨。

（5）不同弹性系数取值的敏感性分析

目前关于弹性系数的取值无统一标准，既往研究的取值在 0~2 之间。美国一项 Meta 分析建议的弹性系数取值为 0.5~0.6，而我国相关研究的弹性系数取值在 1.0~1.4 之间。

考虑到不同参数取值会造成一定的不确定性，本研究计算了不同弹性系数取值下的健康成本。由表 5 可见，当弹性系数为 0.6 时，石油相关大气污染的健康成本为 2749.4 (95%CI: 1793.0, 4188.0) 亿元，；当弹性系数取 1.0 时，石油相关大气污染的健康成本为 2020.2 (95%CI: 1315.1, 3073.5) 亿元；当弹性系数取 1.4 时，石油相关大气污染的健康成本为 1506.8 (95%CI: 983.1, 2291.9) 亿元。上述结果提示不同弹性系数取值可导致研究结果发生显著变化，根据我国既往研究经验，弹性系数应取 1.0~1.4 之间，可显著降低研究中的不确定性。

表 5　不同弹性系数取值的敏感性分析

弹性系数	石油相关大气污染的健康成本（亿元）
0.6	2749.4 (1793.0, 4188.0)
1.0	2020.2 (1315.1, 3073.5)
1.4	1506.8 (983.1, 2291.9)

2. 74 个重点城市石油相关大气污染的健康成本

（1）74 个重点城市的地域分布

74 个研究城市主要为我国省会城市及发达地区城市（如图 2 所示），中国统计年鉴 2013 卷数据显示，74 个重点城市的国内生产总值（Gross Domestic Product, GDP）占全国 GDP 总量的 63%。从地域分布上看，在 74 个城市中，有 13 个城市位于京津冀地区，19 个城市位于长江三角洲地区，9 个城市位于珠江三角洲地区。

图 2　74 个重点城市的地域分布

（2）研究期间 74 个城市的大气污染物年均浓度

2015 年 74 个重点城市的大气 $PM_{2.5}$ 年均浓度在 21~107 μg/m³ 之间，华北地区是大气污染的重灾区。$PM_{2.5}$ 年均浓度最小的 5 个城市为福州、昆明、惠州、拉萨和海口，浓度分别为 29 μg/m³、29 μg/m³、27 μg/m³、25 μg/m³ 和 21 μg/m³。所有城市的 $PM_{2.5}$ 年均浓度均远远高于 WHO 环境空气质量指导值，仅有 12 个城市的 $PM_{2.5}$ 浓度低于我国《环境空气质量标准》规定的 35 μg/m³，见表 6。

表 6 2015 年 74 个重点城市大气 $PM_{2.5}$ 年均浓度

城市	年均浓度（μg/m³）	城市	年均浓度（μg/m³）	城市	年均浓度（μg/m³）
保定	107	镇江	59	衢州	43
邢台	101	常州	59	呼和浩特	43
衡水	99	苏州	58	台州	42
郑州	96	淮安	58	承德	42
邯郸	91	西安	58	南昌	41
济南	90	南京	57	南宁	41
石家庄	88	南通	57	佛山	39
廊坊	85	重庆	57	肇庆	39
唐山	85	扬州	55	广州	39
北京	81	连云港	55	丽水	38
沈阳	71	杭州	55	贵阳	38
天津	70	湖州	55	东莞	36
沧州	70	绍兴	55	江门	35
武汉	70	金华	55	张家口	34
哈尔滨	69	嘉兴	54	中山	32
乌鲁木齐	67	上海	53	珠海	31
合肥	66	青岛	51	舟山	30
徐州	64	盐城	50	深圳	30
长春	64	兰州	49	厦门	29

无锡	61	西宁	49	福州	29
宿迁	61	大连	48	昆明	29
成都	61	银川	48	惠州	27
泰州	61	秦皇岛	48	拉萨	25
长沙	60	宁波	45	海口	21
太原	60	温州	44		

研究期间，74 个重点城市的大气 O_3 年均浓度范围为 95~203 μg/m³。其中，北京、湖州、镇江、保定和衡水的年均浓度最高，分别为 203 μg/m^3、190 μg/m^3、185 μg/m^3、183 μg/m^3 和 183 μg/m^3；合肥、秦皇岛、哈尔滨、海口和厦门的年均浓度最低，分别为 108 μg/m^3、107 μg/m^3、106 μg/m^3、103 μg/m^3 和 95 μg/m^3（见表 7）。

表 7 2015 年 74 个重点城市大气 O_3 年均浓度

城市	年均浓度（μg/m^3）	城市	年均浓度（μg/m^3）	城市	年均浓度（μg/m^3）
北京	203	绍兴	162	珠海	142
湖州	190	大连	161	拉萨	142
镇江	185	上海	161	邯郸	141
保定	183	连云港	160	邢台	141
衡水	183	张家口	159	佛山	140
成都	183	郑州	159	惠州	138
唐山	182	宿迁	157	丽水	132
嘉兴	182	沈阳	155	兰州	132
承德	178	徐州	153	太原	131
扬州	176	宁波	152	南昌	131
济南	176	长春	151	深圳	128
东莞	172	衢州	150	重庆	127
廊坊	171	石家庄	148	西宁	126

南京	171	温州	148	银川	125
无锡	171	台州	147	乌鲁木齐	122
武汉	170	长沙	147	贵阳	120
沧州	169	肇庆	147	福州	119
南通	169	青岛	146	南宁	117
杭州	169	江门	146	昆明	110
苏州	168	呼和浩特	145	合肥	108
泰州	167	广州	145	秦皇岛	107
常州	165	中山	145	哈尔滨	106
盐城	165	西安	145	海口	103
金华	165	舟山	143	厦门	95
淮安	164	天津	142		

（3）74 个重点城市石油相关大气污染的健康成本

研究期间，我国 74 个重点城市石油相关大气污染的超额死亡人数为 7.4 万人，造成的经济损失达 888.9 (95%CI: 579.7, 1351.6) 亿元。地域分层结果显示，京津冀地区城市群的石油相关大气污染的超额死亡人数为 1.6 万人，相关经济损失为 160.8 (95%CI: 104.8, 244.5) 亿元；长三角地区城市群石油相关大气污染的超额死亡人数为 2.1 万人，相关经济损失为 324.4 (95%CI: 211.5, 493.3) 亿元；珠三角地区城市群石油相关大气污染的超额死亡人数为 0.6 万人，相关经济损失为 89.0 (95%CI: 58.0, 135.4) 亿元；三个地区城市群的健康成本共计 574.2 (95%CI: 374.3, 873.2) 亿元，占 74 个城市健康成本总额的 64.6%，是受石油相关大气污染影响最为严重的区域。（见表 8）。

表 8 74 个重点城市石油相关大气污染的健康成本

地区	石油相关大气污染健康损失（万人）	石油相关污染健康价值损失（亿元）
74 个重点城市	7.4 (3.0, 10.6)	888.9 (579.7, 1351.6)
京津冀地区城市群（13 个）	1.6 (0.6, 2.2)	160.8 (104.8, 244.5)
长三角地区城市群（19 个）	2.1 (0.8, 2.9)	324.4 (211.5, 493.3)
珠三角地区城市群（9 个）	0.6 (0.2, 0.9)	89.0 (58.0, 135.4)

2.3 不确定性分析

1. 经济学评估的不确定性

目前我国没有公认的统计生命价值，既往研究得到的 VSL 差异较大，数值在 15 万~80 万美元之间，造成了较大的不确定性，采用不同的 VSL 计算健康成本可导致研究结果存在数倍的差异。此外，不同研究关于弹性系数的选择也不尽相同，美国的一项文献综述提示弹性系数的取值应在 0.5~0.6 之间，而我国的相关研究大多将弹性系数设置在 1~1.4 之间。统计生命价值和弹性系数取值的不同导致本研究结果与国外研究存在一定差异。

2. 暴露评估的不确定性

在本研究中，31 个省 / 直辖市及 74 个重点城市的大气 $PM_{2.5}$ 数据主要来源于监测站点数据，而非精确的个人暴露数据，结果可能存在高估。近年来，已有一些研究采用土地利用模型和卫星遥感反演技术推算更小空间网格（10km*10km）的大气污染物浓度，提高了空间分辨率。若在数据可获得的条件下，进一步的研究可采用相关技术将暴露评估向个体化推进。

3. 未纳入核算框架的健康成本

随着我国石油开采和加工规模的不断扩大，石油开采和加工环节产生的水污染问题日益严重，其对人群健康的影响不容忽视。但由于水污染种类繁多，无公认的、可靠的暴露-反应关系，且水污染流域居民的健康数据也无法获得，现阶段难以量化石油相关水污染的健康成本。此外，塑料污染也是石油相关污染不可或缺的一部分，但由于数据获取的限制，现阶段难以定量评估塑料污染的健康成本。基于以上考虑，本研究仅计算了石油相关大气污染的健康成本，未考虑石油相关水污染和塑料污染所致的健康价值损失，低估了真实的石油健康成本。

3

结论及展望

3.1 主要结论

1. 石油相关污染对人群健康的危害贯穿了产业链的所有环节

石油相关大气污染、水污染和塑料污染对人群健康的不良影响贯穿了石油开采、加工、消费和废物处置的全部环节，不仅严重破坏了土壤、淡水和海洋生态系统平衡，还对人体的呼吸、心血管、神经和内分泌等系统存在显著危害，甚至产生致癌、致畸和致突变的“三致”作用。因此，针对石油相关污染的治理政策应当充分考虑石油产业链上的每一个环节。

2. 石油相关大气污染造成了沉重的疾病负担和高昂的经济损失

2015 年我国因石油相关 $PM_{2.5}$ 和 O_3 污染而过早死亡的人数高达 19.5 万人，单位石油健康成本为 278.6 元 / 吨，造成了沉重的疾病负担和高昂的经济损失。其中，大气 $PM_{2.5}$ 污染造成超额死亡人数最多的病种为卒中。“全球疾病负担研究”2015 年的数据显示，卒中已成为我国居民第一大死因，应重视石油相关大气污染对卒中患者及易感人群的不良影响，采取相应的节能减排措施，保障公众的生命健康。

3. 我国华北和东南沿海的经济发达地区受石油相关大气污染的影响较大

城市级别的健康成本分析显示，京津冀、长三角和珠三角地区城市群的石油相关污染健康成本占 74 个重点城市健康成本总额的 64.6%，是受石油相关污染影响最大的区域。一方面，这三个地区的机动车保有量大，石油化工产业发达，消耗了大量石油，造成严重的大气污染问题。另一方面，该区域人口稠密，暴露人口众多，大气污染波及范围广，故造成了较多的超额死亡人数。此外，该区域是我国经济发展水平最高的地区，人均统计生命价值远高于其他地区，因此归因于石油相关污染的经济损失较高。

3.2 政策建议

1. 从石油产业链上的各个环节减少对人群健康的影响

（1）加强石油绿色开采和加工技术的推广，重点控制对公众健康存在重大影响的废气、废水排放（如：致癌物）。

（2）加强石化行业和机动车污染防治工作，降低大气污染物对人群呼吸系统和心脑血管系统的危害。

（3）推动垃圾分类、塑料回收利用技术的发展，从源头上控制次生微塑料对人体健康的危害。

2. 重点加强经济发达地区的石油相关污染治理工作

近年来，我国出台了一系列严厉的环境治理政策，至 2017 年底，污染防治工作已取得显著成效，京津冀、长三角和珠三角地区的大气颗粒物浓度显著下降。

然而，与发达国家相比，我国的环境污染状况仍处于较高水平，应继续重点加强经济发达地区的环境治理工作，强化区域联防，提升环境质量，切实保障公众的生命健康，增强人民的生活幸福感。

3. 加强公众的参与意识

（1）倡导和推广绿色消费、节能环保的生活方式。

（2）引导公众参与垃圾分类和塑料回收利用。

3.3 展望

1. 在数据可获得的前提下，进一步的研究可使用土地利用模型和卫星反演技术等方法，推算更小空间网格上的大气污染物浓度，将污染物的暴露评定向个体化推进，使健康成本的核算结果更加精确。

2. 本研究仅计算了石油相关大气污染的健康经济损失，进一步的研究应扩大核算范围，在获得可靠的暴露 - 反应关系后，充分计算石油相关水污染和塑料污染造成的健康经济损失，更全面、综合的评估整个石油产业链的健康成本。

参考文献

[1] 黄婧，郭新彪．交通相关空气污染的健康影响研究进展 [J]. 中国环境科学，2014(6):1592-1598.

[2] Kim K, Kabir E, Kabir S. A review on the human health impact of airborne particulate matter[J]. Environ Int, 2015,74:136-143.

[3] Lin H, Guo Y, Zheng Y, et al. Long-Term Effects of Ambient PM2.5 on Hypertension and Blood Pressure and Attributable Risk Among Older Chinese Adults[J]. Hypertension, 2017,69(5):806-812.

[4] Zhang Z, Guo C, Lau A, et al. Long-Term Exposure to Fine Particulate Matter, Blood Pressure, and Incident Hypertension in Taiwanese Adults[J]. Environ Health Perspect, 2018,126(1):17008.

[5] Hwang B, Chen Y, Lin Y, et al. Relationship between exposure to fine particulates and ozone and reduced lung function in children[J]. Environ Res, 2015,137:382-390.

[6] Xu T, Hou J, Cheng J, et al. Estimated individual inhaled dose of fine particles and indicators of lung function: A pilot study among Chinese young adults[J]. Environ Pollut, 2018,235:505-513.

[7] Yang G, Wang Y, Zeng Y, et al. Rapid health transition in China, 1990-2010: findings from the Global Burden of Disease Study 2010[J]. Lancet, 2013,381(9882):1987-2015.

[8] Zhang D, Tian Y, Zhang Y, et al. Fine Particulate Air Pollution and Hospital Utilization for Upper Respiratory Tract Infections in Beijing, China[J]. Int J Environ Res Public Health, 2019,16(4).

[9] Chen Y, Wong G, Li J. Environmental Exposure and Genetic Predisposition as Risk Factors for Asthma in China[J]. Allergy Asthma Immunol Res, 2016,8(2):92-100.

[10] Zhang H, Niu Y, Yao Y, et al. The Impact of Ambient Air Pollution

on Daily Hospital Visits for Various Respiratory Diseases and the Relevant Medical Expenditures in Shanghai, China[J]. Int J Environ Res Public Health, 2018,15(3).

[11] Xu Q, Wang S, Guo Y, et al. Acute exposure to fine particulate matter and cardiovascular hospital emergency room visits in Beijing, China[J]. Environ Pollut, 2017,220(Pt A):317-327.

[12] Xie J, He M, Zhu W. Acute effects of outdoor air pollution on emergency department visits due to five clinical subtypes of coronary heart diseases in shanghai, china[J]. J Epidemiol, 2014,24(6):452-459.

[13] Tian Y, Liu H, Zhao Z, et al. Association between ambient air pollution and daily hospital admissions for ischemic stroke: A nationwide time-series analysis[J]. PLoS Med, 2018,15(10):e1002668.

[14] Wu J, Shi Y, Asweto C, et al. Fine particle matters induce DNA damage and G2/M cell cycle arrest in human bronchial epithelial BEAS-2B cells[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2017,24(32):25071-25081.

[15] Xue T, Zhang Q. Associating ambient exposure to fine particles and human fertility rates in China[J]. Environ Pollut, 2018,235:497-504.

[16] 程雁鹏，冯永亮，段小丽，等．孕期大气细颗粒物 PM2.5 暴露及对早产的影响研究 [J]. 中华流行病学杂志，2016,37(4):572-577.

[17] Jia Z, Wei Y, Li X, et al. Exposure to Ambient Air Particles Increases the Risk of Mental Disorder: Findings from a Natural Experiment in Beijing[J]. Int J Environ Res Public Health, 2018,15(1).

[18] Lee P, Liu L, Sun Y, et al. Traffic-related air pollution increased the risk of Parkinson’s disease in Taiwan: A nationwide study[J]. Environ Int, 2016,96:75-81.

[19] Guo X, Cheng S, Chen D. Estimation of economic costs of particulate air pollution from road transport in China[J]. Atmospheric Environment, 2010,28(44):3369-3377.

[20] Zhang Z, Wang J, Lu W. Exposure to nitrogen dioxide and chronic obstructive pulmonary disease (COPD) in adults: a systematic review and meta-analysis[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2018,25(15):15133-15145.

[21] Hamra G B, Laden F, Cohen A, et al. Lung Cancer and Exposure to Nitrogen Dioxide and Traffic: A Systematic Review and Meta-Analysis[J]. Environ Health Perspect, 2015,123(11):1107-1112.

[22] Delfino R. Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: linkages between occupational, indoor, and community air pollution research[J]. Environ Health Perspect, 2002,110 Suppl 4:573-589.

[23] Norback D, Bjornsson E, Janson C, et al. Asthmatic symptoms and volatile organic compounds, formaldehyde, and carbon dioxide in dwellings[J]. Occup Environ Med, 1995,52(6):388-395.

[24] Wieslander G, Norback D, Bjornsson E, et al. Asthma and the indoor environment: the significance of emission of formaldehyde and volatile organic compounds from newly painted indoor surfaces[J]. Int Arch Occup Environ Health, 1997,69(2):115-124.

[25] Tang X, Bai Y, Duong A, et al. Formaldehyde in China: production, consumption, exposure levels, and health effects[J]. Environ Int, 2009,35(8):1210-1224.

[26] 李曙光，刘亚平，林丽鹤，等．家庭装修室内空气污染对居民健康影响 [J]. 中国公共卫生，2007,23(4):400-401.

[27] 方家龙，刘玉瑛．乙醛及其毒性 [J]. 国外医学 (卫生学分册), 1996:101-105.

[28] Echeverria D, White R, Sampaio C. A behavioral evaluation of PCE exposure in patients and dry cleaners: a possible relationship between clinical and preclinical effects[J]. J Occup Environ Med, 1995,37(6):667-680.

[29] Ferroni C, Selis L, Mutti A, et al. Neurobehavioral and neuroendocrine effects of occupational exposure to perchloroethylene[J]. Neurotoxicology, 1992,13(1):243-247.

[30] 刁奇志，董林玲，王廷玲，等．新装修房屋室内空气污染与居民病态建筑综合征相关性的研究 [J]. 环境与健康杂志，2011,28(12):1091-1093.

[31] 金永堂，张海燕，祁家骥．室内空气甲醛污染对神经及呼吸系统症状的影响 [J]. 卫生研究，1995:221-223.

[32] 施健，童智敏，姜荣明．职业接触甲醛对工人神经行为功能的影响 [J]. 环境与职业医学，2007,24(6):609-610, 635.

[33] Gerin M, Siemiatycki J, Desy M, et al. Associations between several sites of cancer and occupational exposure to benzene, toluene, xylene, and styrene: results of a case-control study in Montreal[J]. Am J Ind Med, 1998,34(2):144-156.

[34] 刘金玲，崔毅，贾崇奇，等．甲醛职业暴露与胃癌关系的回顾性队列研究 [J]. 中国慢性病预防与控制，1998:33-34, 62.

[35] Zhang L, Steinmaus C, Eastmond D, et al. Formaldehyde exposure and leukemia: a new meta-analysis and potential mechanisms[J]. Mutat Res, 2009,681(2-3):150-168.

[36] Liu T, Zeng W, Lin H, et al. Tempo-Spatial Variations of Ambient Ozone-Mortality Associations in the USA: Results from the NMMAPS Data[J]. Int J Environ Res Public Health, 2016,13(9).

[37] Silva R, Adelman Z, Fry M, et al. The Impact of Individual Anthropogenic Emissions Sectors on the Global Burden of Human Mortality due to Ambient Air Pollution[J]. Environ Health Perspect, 2016,124(11):1776-1784.

[38] 董继元，刘兴荣，张本忠，等．我国臭氧短期暴露与人群死亡风险的 Meta 分析 [J]. 环境科学学报，2016,36(4):1477-1485.

[39] Yang C, Yang H, Guo S, et al. Alternative ozone metrics and daily mortality in Suzhou: the China Air Pollution and Health Effects Study (CAPES)[J]. Sci Total Environ, 2012,426:83-89.

[40] Atkinson R, Butland B, Dimitroulopoulou C, et al. Long-term exposure to ambient ozone and mortality: a quantitative systematic review and meta-analysis of evidence from cohort studies[J]. BMJ Open, 2016,6(2):e9493.

[41] 闫美霖，李湉湉，刘晓途，等．我国臭氧短期暴露的人群健康效应研究进展 [J]. 环境与健康杂志，2012,29(8):752-761.

[42] 陈浪，赵川，关茗洋，等．我国大气臭氧污染现状及人群健康影响 [J]. 环境与职业医学，2017,34(11):1025-1030.

[43] Lafuente R, Garcia-Blaquez N, Jacquemin B, et al. Outdoor air pollution and sperm quality[J]. Fertil Steril, 2016,106(4):880-896.

[44] 田晓佳，王笑臣，叶波，等．武汉市臭氧暴露对男性精液质量的影响 [J]. 中华预防医学杂志，2017,51(3):197-202.

[45] 李国华，余淼，田俊，等．交通铅污染对小学生智商的影响 [J]. 中国公共卫生学报，1996:280-282.

[46] Khademikia S, Rafiee Z, Amin M, et al. Association of nitrate, nitrite, and total organic carbon (TOC) in drinking water and gastrointestinal disease[J]. J Environ Public Health, 2013,2013:603468.

[47] Bahadoran Z, Mirmiran P, Ghasemi A, et al. Is dietary nitrate/nitrite exposure a risk factor for development of thyroid abnormality? A systematic review and meta-analysis[J]. Nitric Oxide, 2015,47:65-76.

[48] Mortada W, Shokeir A. Does nitrite and nitrate levels in drinking water impact the health of people in Dakahlia governorate, Egypt?[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2018,25(20):19728-19738.

[49] Inoue-Choi M, Jones R, Anderson K, et al. Nitrate and nitrite ingestion and risk of ovarian cancer among postmenopausal women in Iowa[J]. Int J Cancer, 2015,137(1):173-182.

[50] 刘志全，禹军，徐顺清．我国环境污染对健康危害的现状及其对策研究 [J]. 环境保护，2005(04):31-34.

[51] Bruce R, Santodonato J, Neal M. Summary review of the health effects associated with phenol[J]. Toxicol Ind Health, 1987,3(4):535-568.

[52] 陈敏健．酚类物质暴露对男性生殖危害的流行病学与代谢组学研究 [D]. 南京医科大学公共卫生学院，2013.

[53] 储晓云．氰化物代谢物在健康人群体内含量的参考值范围研究 [D]. 山西医科大学法医学院，2018.

[54] 邓庭辉，吴新．职业环境中氰化物对健康的影响 [J]. 职业与健康，1993(06):17-18.

[55] Database P. Propylene Oxide[EB/OL]. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Propylene_oxide#section=Top.

[56] National Network on Environments and Women’s Health. Chemical exposure and plastics production: issues for women’s health: A Review of literature [EB/OL]. http://cwhn.ca/sites/default/files/resources/cancer/short%20lit%20review-%20EN%20-%20formatted.pdf.

[57] US EPA. Toluene[EB/OL].

https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-09/documents/toluene.pdf.

[58] Wright S, Kelly F. Plastic and Human Health: A Micro Issue?[J]. Environ Sci Technol, 2017,51(12):6634-6647.

[59] Blastic. Toxicity of Plastics[EB/OL].

https://www.blastic.eu/knowledge-bank/impacts/toxicity-plastics/.

[60] Geyer R, Jambeck J, Law K. Production, use, and fate of all plastics ever made[J]. Sci Adv, 2017,3(7):e1700782.

[61] 王奇．危险废物焚烧厂二恶英排放的环境分布及健康风险评估研究 [D]. 浙江大学能源工程学院，2014.

[62] Yang D, Shi H, Li L, et al. Microplastic Pollution in Table Salts from China[J]. Environ Sci Technol, 2015,49(22):13622-13627.

[63] Kirstein I, Kirmizi S, Wichels A, et al. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic Vibrio spp. on microplastic particles[J]. Mar Environ Res, 2016,120:1-8.

[64] 中华人民共和国生态环境部 . 各省环境状况公报 [EB/OL]. http://www.zhb.gov.cn/hjzl/zghjzkgb/gshjzkgb/.

[65] 中华人民共和国国家统计局 . 中国统计年鉴 2016卷 [EB/OL].

http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/.

[66] Cohen A, Brauer M, Burnett R, et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015[J]. Lancet, 2017,389(10082):1907-1918.

[67] Global Burden of Diseases. GBD[EB/OL].

http://www.healthdata.org/gbd.

[68] Wu R, Xie S. Spatial Distribution of Ozone Formation in China Derived from Emissions of Speciated Volatile Organic Compounds[J]. Environ Sci Technol, 2017,51(5):2574-2583.

[69] Burnett R, Pope C, Ezzati M, et al. An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure[J]. Environ Health Perspect, 2014,122(4):397-403.

[70] Jerrett M, Burnett R, Pope C, et al. Long-term ozone exposure and mortality[J]. N Engl J Med, 2009,360(11):1085-1095.

[71] Jin Y. Valuation of Health Risks with Discrete Choice Experiment and Cost-Benefit Analysis of Air Pollution Control Strategies[D]. Peking University College of Environmental Sciences and Engineering, 2017.

[72] 穆泉 , 张世秋 . 中国 2001-2013 年 PM2.5 重污染的历史变化与健康影响的经济损失评估 [J]. 北京大学学报（自然科学版）, 2015,51(4):694-706.

[73] Wang H, Mullahy J. Willingness to pay for reducing fatal risk by improving air quality: a contingent valuation study in Chongqing, China[J]. Sci Total Environ, 2006,367(1):50-57.

环保纸印刷