

# 世界三大湾区大气污染治理经验及对粤港澳大湾区的启示

廖彤<sup>1</sup>, 熊鑫<sup>2</sup>, 王在华<sup>3\*</sup>, 杨夏捷<sup>4</sup>, 黄映楠<sup>4</sup>, 冯嘉颖<sup>3</sup>

1. 广东省生态环境监测中心, 广东 广州 510308;

2. 暨南大学质谱仪器与大气环境研究所/广东省大气污染在线源解析系统工程技术研究中心, 广东 广州 510632;

3. 广东省科学院资源利用与稀土开发研究所, 广东 广州 510650; 4. 暨南大学环境与气候研究院, 广东 广州 511443

**摘要:** 粤港澳大湾区作为中国经济活力最强的区域之一, 在持续高速发展的同时大气污染问题也不断凸显, 对公众健康和生态环境产生巨大的威胁。世界三大湾区(旧金山湾区、纽约湾区和东京湾区)在发展过程中也经历过严重的空气污染(尤其是以臭氧(O<sub>3</sub>)为主的光化学污染)。其中, 旧金山湾区 O<sub>3</sub> 污染的主要原因是高排放和不利的天气条件的共同加持作用; 纽约湾区主要面临由高能源消耗所引起的 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 的复合污染; 而东京湾区则是由经济高速发展所导致的光化学污染。面对当时严重的光化学污染, 三大湾区在科学研究和技术研发的基础上, 通过制定相关的政策法规和标准, 协同降低 O<sub>3</sub> 前体物(NO<sub>x</sub>和VOCs)的排放, 从而有效解决了污染问题。相比于世界三大湾区, 粤港澳大湾区当前的 O<sub>3</sub> 污染仍然严峻。该文通过全面梳理三大湾区的空气污染治理措施和经验, 对粤港澳大湾区的 O<sub>3</sub> 污染治理提出以下几点建议: (1) 完善大湾区 O<sub>3</sub> 前体物精细化管理; (2) 推动大湾区 O<sub>3</sub> 前体物监测技术革新; (3) 建立健全粤港澳三地跨境联防联控机制。该文通过分析世界三大湾区的空气污染成因、治理历程以及取得的经验, 并在此基础上进一步总结了粤港澳大湾区空气质量管理的方法和经验, 旨在推动建立具有中国特色的国际一流湾区空气质量管理体系。

**关键词:** 湾区; 粤港澳大湾区; 空气质量; 臭氧污染; 前体物; 污染防治

**DOI:** 10.16258/j.cnki.1674-5906.2022.11.016

**中图分类号:** X51

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1674-5906 (2022) 11-2242-09

**引用格式:** 廖彤, 熊鑫, 王在华, 杨夏捷, 黄映楠, 冯嘉颖, 2022. 世界三大湾区大气污染治理经验及对粤港澳大湾区的启示[J]. 生态环境学报, 31(11): 2242-2250.

LIAO Tong, XIONG Xin, WANG Zaihua, YANG Xiajie, HUANG Yingnan, FENG Jiaying, 2022. The experience of prevention and control of air pollution in international advanced bay areas and its enlightenment to Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area in China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 31(11): 2242-2250.

粤港澳大湾区是中国城镇化水平最高的城市群区域之一, 同时也是中国建设世界级城市群和参与全球竞争的重要空间载体(蔡文博等, 2020)。随着粤港澳大湾区的高速发展, 其空气质量状况也备受关注(Fu et al., 2012; Feng et al., 2015; Fu et al., 2019)。2006—2021年, 广东省 SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub> 和 PM<sub>10</sub> 的年平均浓度均呈现出明显下降趋势, 分别下降了 73.3%、24.1%和 35.5%(Hervé et al., 1996; Gao et al., 2016; Gao et al., 2019)。但是, O<sub>3</sub> 污染的问题却日益突出。研究表明, 珠三角 O<sub>3</sub> 质量浓度的区域平均值从 2006 年的 48 μg·m<sup>-3</sup> 显著上升至 2019 年的 60 μg·m<sup>-3</sup>, 并且仍以每年 2.08 μg·m<sup>-3</sup> 的速率增长(赵伟等, 2021)。自 2015 年起, 珠三角地区 O<sub>3</sub> 污染超标天数占该地区 AQI 超标日的比例超过颗

粒物, 成为珠三角空气质量持续改善的关键瓶颈(李圳等, 2022)。同时, 香港、澳门地区的 O<sub>3</sub> 污染问题也日渐凸显(湛社霞, 2018)。因此, 以 O<sub>3</sub> 为主的光化学污染治理, 是当前粤港澳大湾区空气污染治理的重点(Chen et al., 2019; Chen et al., 2020)。

旧金山湾区、纽约湾区和东京湾区是世界著名的三大湾区, 目前其空气质量显著优于粤港澳大湾区(马超平等, 2020)。然而, 这三大湾区在发展过程中也曾经历过严重的光化学污染(Atkinson et al., 2004; Avnery et al., 2011; Benas et al., 2013)。面对当时严重的污染情形, 三大湾区通过制定政策法规和修订排放标准等措施, 有效地改善了当地的空气质量(Carter, 1994; Canella et al., 2016; 杨一鸣等, 2017; 王佳佳等, 2022)。历经数十年的发展,

**基金项目:** 广东省自然科学基金面上项目(2022A1515012165); 广东省省级科技计划项目(2020B1212060053); 有机地球化学国家重点实验室开放基金(SKLOG202105); 广东省科学院发展专项(2021GDASYL-20210103058)

**作者简介:** 廖彤(1969年生), 男, 高级工程师, 主要研究方向为大气环境监测与预报预警。E-mail: 2249819237@qq.com

\*通讯作者: 王在华(1981年生), 男, 高级工程师, 主要从事大气环境监测与源解析。E-mail: zaihuawang@163.com

**收稿日期:** 2022-07-10

三大湾区在空气治理方面积累了丰富的经验，这些经验对完善粤港澳大湾区的大气污染管控工作具有重要借鉴意义。鉴于此，本文通过梳理总结三大湾区的空气质量管控历程及其成效，分析粤港澳大湾区当前空气污染治理的现状及其存在的不足，旨在为粤港澳大湾区未来的精细化空气污染防治、改善空气质量提供科学支持，为“十四五”期间中国大气环境治理提供参考与借鉴。

1 世界三大湾区空气污染成因及治理历程

1.1 旧金山湾区

旧金山湾区位于美国西海岸加利福尼亚州北部萨克拉门托河下游出海口的旧金山湾四周 (Carter, 1996; Castro et al., 2001)。伴随经济的飞速发展，旧金山湾区自 20 世纪 40 年代开始出现 O<sub>3</sub> 污染问题。石油化工产业蓬勃发展和机动车保有量持续增加所带来的高 VOCs 和 NO<sub>x</sub> 排放，以及当地夏季高温的不利气象条件，是该地区 O<sub>3</sub> 污染的主要原因。Marr et al. (2002) 发现，旧金山湾区和萨克拉门托市这些城市化较高的区域属于 VOCs 敏感区；而偏远的郊区则是 NO<sub>x</sub> 敏感区。此外，由于旧金山湾区属于地中海气候，晴空、高温、低湿的夏季气象条件也有利于当地 O<sub>3</sub> 污染的形成 (Jacob et al., 2009; He et al., 2020)。

为解决包括旧金山湾区在内的多地区 O<sub>3</sub> 污染问题，美国联邦和加州政府加大对 O<sub>3</sub> 污染防治的探索和行动，并且在不同时期根据具体的污染状况，针对性地出台了相应的政策法规。其中，自 1947 年洛杉矶市在全美率先成立空气污染控制区并开始研究光化学烟雾污染起，直至 20 世纪末，联邦和

加州政府主要采取立法的方式来对 O<sub>3</sub> 进行广泛的控制，并且通过成立联邦和州级环保机构来保证政策的顺利实施 (王占山等, 2013)。具体措施见表 1。

进入 21 世纪后，随着 PM<sub>2.5</sub> 和 NO<sub>x</sub> 污染的改善，VOCs 成为旧金山湾区 O<sub>3</sub> 生成的主要前体物 (Maximilian et al., 2011)。为此，加州政府制定了一系列 VOCs 生产生活排放标准来限制 VOCs 的排放，包括：(1) 全州开始实行机动车三期排放标准，控制以非甲烷有机气体 (NMOG) 为主的 VOCs 排放；(2) 全面禁止干洗店使用 VOCs (如全氯乙烯) 作为干洗溶剂；(3) 严格限制含 VOCs 的工商业和居家涂料的使用 (United States Environmental Protection Agency, 2021)。与此同时，加州政府也通过技术革新来降低 VOCs 的排放，如：(1) 提高机动车燃油的品质以降低 VOCs 的排放；(2) 在全州加油站的供油嘴安装蒸汽复原器以减少 CH<sub>x</sub> 的挥发 (United States Environmental Protection Agency, 2020)。

经过长达 50 多年的治理，旧金山湾区削减了 80%—90% 的人为源 VOCs，以及 60%—70% 的人为源 NO<sub>x</sub> (梁英振, 2013)。伴随着 VOCs 和 NO<sub>x</sub> 的下降，旧金山湾区的 O<sub>3</sub> 污染得到了有效的治理。南加州空气质量管理局的观测结果显示，1980—2018 年期间，旧金山湾区一年中日最大 8 h 平均质量浓度第四高值 (O<sub>3</sub>-8h 第四极大值) 呈显著下降趋势，目前已基本稳定在 150 μg·m<sup>-3</sup> 以下，低于美国联邦政府规定的质量浓度限值 (161 μg·m<sup>-3</sup>)。

1.2 纽约湾区

纽约州经济发达，其能源消耗量也十分巨大。据统计，2016 年纽约州消耗能源总量约为 1.08×10<sup>12</sup>

表 1 美国联邦和加州政府 O<sub>3</sub> 管控历程 (21 世纪前)

Table 1 O<sub>3</sub> control process of the federal and California governments of the U.S (before the 21st century)

时间 Time	管控措施及主要内容 Control measures and main contents
1947	洛杉矶监督委员会创立了空气污染控制局 (Air Pollution Control District, APCD)。这是全美第一个县域空气质量管理机构
1953	洛杉矶郡 APCD 要求减少工业汽油储存罐的 HC 排放、汽油罐货车和加油站地下储存罐的蒸汽泄漏。 这些措施每日能削减约 2 000 t HC 排放及 250 t NO <sub>x</sub> 排放
1955	全加州第一个光化学烟雾报警系统启用
1956	全加州第一个空气监测系统投入使用
1958	加州地政府禁止使用庭院垃圾焚烧炉，并且垃圾填埋场、精炼厂、发电厂等工业设施排放需要受到监管
1960	加州立法机构成立了加州机动车污染控制委员会，以测试车辆排放并查证排放控制设备
1966	加州建立汽车尾气排放标准
1969	加州颁布全州首个环境空气质量标准
1970	美国环境保护署 (EPA) 成立，并制定了联邦《清洁空气法》
1971	美国环境保护署制定了《国家环境空气质量标准》
1977	南加州空气质量管理局成立
1981	联邦政府发布《国家臭氧执行计划》
1987	加州颁布本地的清洁空气法案：《加州清洁空气法案》
1990	联邦政府修订《清洁空气法》，实现了从属地管理到区域管理的思路转换
1991	加州环保署 (CalEPA) 成立
1997	联邦政府修订《国家环境空气质量标准》，修改了 O <sub>3</sub> 环境标准 (由 1 h 变为 8 h)

kW·h, 在全美排名第 8, 其中主要是电力消耗。由发电排放的污染物(如 NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> 和粉尘等)对纽约地区的大气环境造成了严重的破坏(Chameides et al., 1992; 戚凯等, 2019)。面对由高能耗所导致的大气污染问题, 纽约市政府启动了相应的环境保护计划。2007 年, 纽约市启动了第一个可持续发展计划(New York City, 2017), 提出通过推广应用新技术等措施来解决纽约湾区的空气污染问题, 包括优化能源结构及制定燃料标准等。具体包括: (1) 优化电能来源, 至 2018 年 11 月纽约州内已经完全停止煤炭发电, 目前州内半数以上的电能来源为燃气发电与燃气/燃油双燃料发电(戚凯等, 2019); (2) 制定取暖燃料标准, 纽约市每年消耗 100 万加仑的取暖油, 远高于美国其他城市, 从 2012 年 7 月 1 日开始纽约州要求本州内出售的所有馏分油都必须是超低硫油, 并且所有出售的取暖油中必须含有不低于 2% 的生物柴油(New York City, 2017)。

在纽约州、市两级政府的共同努力下, 纽约地区污染物排放源, 包括电厂和居民取暖燃料等排放都实现了大幅缩减, 并最终使当地 O<sub>3</sub> 浓度降低。然而, 根据《纽约市空气污染趋势及其健康后果》报告(The Barry Commoner Center for Health and the Environment, 2013)显示, 纽约地区 O<sub>3</sub> 质量浓度仍保持在较高水平, 其年均 O<sub>3</sub>-8h 第四极大值维持在 193—215 μg·m<sup>-3</sup>, 与芝加哥、圣地亚哥等美国其他大型城市基本一致, 仍高于美国联邦政府质量浓度限值(161 μg·m<sup>-3</sup>)。这主要是因为纽约市上风向传输来的 NO<sub>2</sub> 促进了纽约市 O<sub>3</sub> 的生成。因此, 纽约湾区在未来需要在区域尺度对于 O<sub>3</sub> 前体物进行协同控制, 例如推行更清洁的交通方式和减少交通拥堵, 以彻底解决整个湾区的 O<sub>3</sub> 污染问题。

1.3 东京湾区

二战结束后的日本推行经济增长为先导的政策, 经济的高速增长带来了环境的急剧恶化, 公害

问题愈演愈烈, 引起了尖锐的社会和政治问题(杨昆等, 2018)。因此, 从 20 世纪 50 年代开始日本政府开始重视环境污染问题并着手治理。具体措施见表 2(王宁等, 2016; Kunugi et al., 2018; 杨昆等, 2018)。

进入 21 世纪后, 日本政府开始对国内 O<sub>3</sub> 前体物(NO<sub>x</sub> 和 VOCs)的排放进行更加精准的限制。对于 NO<sub>x</sub>, 新修订的《机动车 NO<sub>x</sub>、PM 法》规定了更加严格的尾气排放标准, 并对机动车的结构装置做出了具体规定(如指定柴油车颗粒过滤器(DPF)和酸化触媒技术为机动车减排装置)(甘佳, 2014)。对于 VOCs, 日本政府在《大气污染防治法》修订中, 增加了《VOCs 排放规制》的内容。该要求以全面控制 VOCs 排放为目标, 确定了日本国内不同行业和设施的 VOCs 排放标准。此外, 日本政府持续开展大气污染物排放情况调查。针对 VOCs, NO<sub>x</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 等主要污染物, 日本环境省专门设有不同的“研究会”, 持续监控调查大气污染物的排放情况, 以用于污染物排放清单及发生源成分谱的建立。

经过多年的努力, 东京湾区大气环境有明显的改善。根据 2015 年日本环境省和各都县环境部门测定(日本环境省, 2015), 东京湾湾区 SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、总悬浮颗粒物(TSP)、PM<sub>2.5</sub> 和 CO 等主要空气质量指标都处于较优良水平。然而, O<sub>3</sub> 超标仍是东京湾区甚至全日本的突出问题, 尽管东京湾区日间 O<sub>3</sub>-1h 平均浓度在日本大型城市群中处于较低水平, 但达标率仍基本为 0(表 3)。

2 粤港澳大湾区空气质量现状

粤港澳大湾区位于珠江出海口, 是由广州、深圳、佛山、东莞、惠州(不含龙门)、中山、珠海、江门、肇庆 9 市和香港、澳门两个特别行政区形成的城市群(李彦希等, 2022)。近年来, 随着大气污

表 2 日本政府空气污染管控历程  
Table 2 Air pollution control history of the Japanese government

时间 Time	管控措施及主要内容 Control measures and main contents
1955	东京制定《防止排烟条例》
1962	日本制定第一部空气污染控制法—《煤烟排放控制有关法律》
1967	日本制定《公害对策基本法》, 明确了企业、国家和地方公共团体对防治公害的基本对策
1968	日本政府出台《大气污染防治法》
1970	日本政府修订《公害对策基本法》
1971	日本成立环境省, 各都道府县、各市町村设置政府环保机构
1992	日本颁布《机动车 NO <sub>x</sub> 法》, 控制尾气 NO <sub>x</sub> 排放
1993	日本政府颁布《环境基本法》, 标志着日本的环境法迈入新的阶段
2000	东京都制定了《环境确保条例》, 在东京都全域内禁止不符合 PM 排放标准的柴油车行驶
2001	日本修订《机动车 NO <sub>x</sub> 法》, 加入了对尾气颗粒物排放的控制, 并更名为《机动车 NO <sub>x</sub> 、PM 法》, 标志着日本机动车尾气区域总量控制制度的形成, 对日本机动车尾气污染防治具有划时代的意义

表 3 2015 年日本全国及主要县区空气质量状况  
Table 3 Air quality in Japan and its major counties in 2015

地区 Areas	NO <sub>2</sub> (10 <sup>-9</sup> )	TSP/ (μg·m <sup>-3</sup> )	PM <sub>2.5</sub> / (μg·m <sup>-3</sup> )	日间 O <sub>3</sub> -1h 平均 Daytime average of O <sub>3</sub> -1h (10 <sup>-9</sup> )	SO <sub>2</sub> (10 <sup>-9</sup> )	CO (10 <sup>-9</sup> )
(1)	10	19	13.9	48	2	300
(2)	17	19	13.8	31	2	200
(3)	15	20	12.8	47	2	300
(4)	13	18	12	33	2	—
(5)	13	20	13.2	33	1	300
(6)	15	19	13	36	2	270
(7)	100%	100%	75%	0%	100%	100%
(8)	100%	100%	89%	0%	99%	100%

(1) 日本; (2) 东京都; (3) 神奈川县; (4) 千叶县; (5) 埼玉县;  
(6) 东京湾区; (7) 日本全国达标率; (8) 东京湾区达标率

(1) Japan; (2) Tokyo; (3) Kanagawa; (4) Chiba; (5) Saitama; (6) Tokyo Bay Area; (7) Qualify rate of Japan; (8) Qualify rate of Tokyo Bay Area

染防治工作的推进, 粤港澳大湾区的空气质量明显改善, SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub> 以及 PM<sub>2.5</sub> 等污染物浓度持续降低。2006—2016 年内, 珠三角地区 SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub> 和 PM<sub>10</sub> 的年均质量浓度分别从 52、46、77 μg·m<sup>-3</sup> 下降至 12、32、48 μg·m<sup>-3</sup>, 降幅分别为 77%、30%、38% (湛社霞, 2018)。珠江三角洲地区的 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度更已连续 5 年实现稳定达标, 平均质量浓度小于 35 μg·m<sup>-3</sup> (广东省生态环境厅, 2022)。然而, 相比于世界三大湾区, 粤港澳大湾区内的 O<sub>3</sub> 浓度呈现逐年上升的趋势 (赵伟等, 2021)。其中珠三角地区 2017 年 O<sub>3</sub> 日最大 8 小时质量浓度平均值 (MDA8) 第 90 百分位数的平均质量浓度为 165 μg·m<sup>-3</sup>, 与 2013 年相比上升了 5.8% (李圳等, 2022)。而香港 2019 年 MDA8 O<sub>3</sub> 第 90 百分位数的平均质量浓度为 152 μg·m<sup>-3</sup>, 并且每年以 1.49 μg·m<sup>-3</sup> 的速度增长 (赵伟等, 2019)。因此, O<sub>3</sub> 污染已经成为制约粤港澳大湾区空气质量持续改善的关键问题。

粤港澳大湾区的 O<sub>3</sub> 主要来自于人为源排放 (沈劲等, 2017)。研究表明, 珠三角地区的 O<sub>3</sub> 来源主要是溶剂和涂料使用源 (42%)、道路机动车排放源 (26%), 以及工业排放源 (16%) (Li et al., 2013); 而香港地区的 O<sub>3</sub> 主要来自于溶剂 (贡献率约 70%), 其次为交通排放 (贡献率约 23%) (Cheng et al., 2013)。而导致大湾区 O<sub>3</sub> 污染的主要原因是区域内高强度的 VOCs 排放 (王雪松, 2002; 王书肖等, 2017)。研究表明, 2006—2015 年珠三角地区 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 和 CO 的人为源排放量均呈现不同程度的下降 (Hu et al., 2012; He et al., 2017; Han et al., 2018; Hu et al., 2018), 但 VOCs 排放总量却增加约 33%, 其中溶剂使用源和移动源贡献最多 (Bian et al., 2019)。香港的 VOCs 排放量虽呈

现下降趋势, 但近年来下降速率明显放缓, 且受船舶排放的影响日益突出 (Bian et al., 2019)。不断增加的 VOCs 排放, 导致粤港澳大湾区 O<sub>3</sub> 污染的问题一直难以得到有效解决。除了排放因素, 气象因素也对大湾区的 O<sub>3</sub> 污染有一定的贡献 (王自发等, 2008)。研究表明, 高温、长日照、强辐射和低气压是该地区高浓度 O<sub>3</sub> 生成的主要气象因素 (黄俊等, 2018; 李婷苑等, 2022)。另外, 区域内城市间的大气污染输送也对粤港澳大湾区臭氧污染有着重要的贡献。李圳等 (2022) 研究表明, 外部人为排放通过区域传输对珠三角地区 O<sub>3</sub> 污染形成具有重要的影响 (在 O<sub>3</sub> 高污染时期的贡献率最高可达 70%)。沈劲等 (2015) 研究显示, 在粤港澳大湾区的臭氧污染季节, 排放源区一般对下风向 40 km 范围内的地区臭氧污染贡献最大。

3 世界三大湾区 O<sub>3</sub> 污染治理对粤港澳大湾区的启示

经济快速发展曾给世界三大湾区带来严重的 O<sub>3</sub> 污染问题。其中, 旧金山湾区在 60 年代末期 O<sub>3</sub> 浓度几乎超标百倍; 由于临海工业基地的无序排放和人口大量聚集, 东京湾大气从 1955 年开始遭遇严重的 O<sub>3</sub> 污染并引发了社会危机。当前, 三大湾区的 O<sub>3</sub> 生成主要受到 VOCs 的影响, 并且 O<sub>3</sub> 污染成因有着一定的共性, 即: 高速发展的工业和高强度的人为活动排放, 导致 VOCs 的排放不断增加。然而, 它们彼此间也存在着一定的差异。其中, 旧金山湾区和东京湾区在夏季的高温气象条件对该地区的 O<sub>3</sub> 生成起到了促进作用 (Marr et al., 2002; Ito et al., 2021); 而纽约湾区上风向传输过来的 NO<sub>2</sub> 和 VOCs 则严重影响了该地区 O<sub>3</sub> 的生成 (New York City, 2017)。

历史上, 三大湾区的发展基本上都经历了先污染后治理的路径。对于 O<sub>3</sub> 的治理, 尽管三大湾区在各自发展历程中遇到了不同的问题, 并采取了不同的控制措施, 但对于 O<sub>3</sub> 污染治理的理念和经验相似, 即从前体物 NO<sub>x</sub> 和 VOCs 入手, 通过减排和行业规划等手段, 协同降低 NO<sub>x</sub> 和 VOCs (表 4)。

同世界三大湾区类似, 当前粤港澳大湾区的 O<sub>3</sub> 生成也主要处于 VOCs 控制区, 且地区间污染相互影响。通过梳理世界三大湾区的大气污染治理措施和经验, 我们针对大湾区目前的 O<sub>3</sub> 防治提出以下建议。

3.1 完善 O<sub>3</sub> 前体物精细化管控

从世界三大湾区 O<sub>3</sub> 污染防治策略看, 早期的污染防治路径以 NO<sub>x</sub> 控制为主, 在意识到削减 VOCs 的必要性后, 三大湾区开始强化不同行业

表4 三大湾区现行空气治理措施和经验总结

Table 4 Current air control measures and experience summary in the three international bay areas

项目 Items	旧金山湾区 San Francisco Bay Area	纽约湾区 New York Bay Area	东京湾区 Tokyo Bay Area
当前大气环境质量浓度 Mass concentration of current atmospheric environment/(μg·m <sup>-3</sup> )	$\rho_{(\text{PM}_{2.5})}<12$ , O <sub>3</sub> -8h 第四极大值 <sup>(1)</sup> <161	$\rho_{(\text{PM}_{2.5})}<10$ , O <sub>3</sub> -8h 第四极大值 <sup>(1)</sup> <161	$\rho_{(\text{PM}_{2.5})}<15$ , O <sub>3</sub> -8h 平均值 <sup>(2)</sup> <120
主要特征 Key feature	光化学污染	光化学和颗粒物的复合型污染	光化学污染
管控 NO <sub>x</sub> NO <sub>x</sub> control	机动车全生命周期污染物排放标准体系	推广应用新技术（如优化能源结构， 限制取暖油的污染物成分，等）	立法限制机动车排放； 修改机动车的结构装置
管控 VOCs VOCs control	联邦制定机动车修补漆、建筑涂料、消费品和气 溶胶涂料等的排放标准；通过技术革新降低排放	法规监管与企业自主减排相结合；分行业工艺 过程 VOC 源头控制；VOC 的末端治理技术	
共同治理经验 Joint governance experience	(1) 成立区域空气污染控制机构；(2) 加强区域大气污染联防联控； (3) 完善 NO <sub>x</sub> 和 VOCs 环境标准体系；(4) 推动公众、企业、智库等多主体参与湾区环境管理		
(1) 一年中 O <sub>3</sub> 日最大 8h 平均质量浓度第四高值；(2) 一年中 O <sub>3</sub> 日最大 8h 质量浓度的平均值 (1) The fourth highest value of daily maximum 8-hour average ozone concentration in a year; (2) The average value of daily maximum 8-hour average ozone concentration in a year			

VOCs 的排放控制。如旧金山湾区通过制定了一系列生产生活排放标准来实现对 VOCs 排放的精细化管理;纽约湾区通过优化能源结构和区域联防联控来降低该地区的污染;而东京湾区则采用法律规范和企业自主减排相结合的方式实现 NO<sub>x</sub> 与 VOCs 协同减排。

同世界三大湾区的发展经历类似,自 2013 年《大气污染防治行动计划》实施后,粤港澳大湾区内 NO<sub>x</sub> 排放大幅下降,但 VOCs 排放则基本保持不变(李圳等,2022)。这主要是因为各地区对 VOCs 的管控对象不统一,且尚未确定需要重点管控的行业,尤其是生产生活行业(江梅等,2015;修光利等,2020;崔茹等,2021)。尽管深圳市于 2016 年发布了《生产、生活类产品 VOCs 含量限值》(朱迪等,2017),对全市范围内生产生活行业的 VOCs 排放做出了限制,但仍不能科学地支撑整个大湾区内 VOCs 精细化管理。因此在未来,粤港澳大湾区有必要根据本地区 VOCs 的排放情况,来制定符合自身实际条件的排放政策和标准,着重管控区域内高排放行业,重点针对高活性 VOCs 物种。具体可以采取以下做法,(1) 完善管控体系。作为中国最早开展大气污染防治的城市群地区之一,珠三角地区的空气质量在中国大型城市区当中处于领先地位。而依托于粤港澳合作机制,粤港澳三地也已经签署了多项合作文件,这些都为粤港澳大湾区空气污染联防联控提供了政策支持。然而,当前大湾区内的政策措施大多是针对 PM<sub>2.5</sub> 达标而制定的,现有的联防联控机制和前体物协同减排技术体系还不能科学地支撑整个粤港澳大湾区 VOCs 管控。因此,在未来,粤港澳大湾区还需要建立健全管控体系,完善具体行业排放标准,从而为 VOCs 的精细化管理工作提供法律和政策保障。(2) 提升基础支撑。

多方位的基础支撑是美日等发达国家成功实现人为源 VOCs 管控的基础,而中国目前在科技支撑方面仍相对薄弱。作为中国的科创中心之一,粤港澳大湾区应尽快组建具有综合创新能力的团队,集中优势力量,攻克清洁生产过程中的关键性技术难题,并尽快完成湾区环境管理创新性方案的制定和评估等工作,从而全面实现对大湾区 VOCs 排放的精细化管理。

3.2 推动 O<sub>3</sub> 前体物监测技术革新

世界三大湾区的治理经验表明,O<sub>3</sub> 污染治理需要全面加强过程管控,对前体物实施精细化管理。美国于 1970 年组建并运行空气质量监测网络,发展到 2013 年共有 4000 多个基础网络监测站点,并且还有光化学的监测站点 78 个;同时,在联邦政府层面成立了国家污染物排放源谱库及模型(SPECIATE、BEIs)(United States Environmental Protection Agency, 2021)。日本从 1976 年便开始了对地面光化学氧化剂及其前体物的监测,是亚洲国家中最早对地面臭氧进行长期监测的国家(杨昆等,2018)。这些措施为美国和日本政府实现对旧金山、纽约和东京 3 大湾区内 NO<sub>x</sub> 和 VOCs 等 O<sub>3</sub> 前体物的精细化管理奠定了坚实的基础。

相比于世界三大湾区,粤港澳大湾区建立了中国第一个跨境区域空气质量监测网络——粤港澳珠江三角洲区域空气监测网络,用以监测和评估区域空气质量(湛社霞,2018)。然而,目前主要监测的污染物仅包括 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、O<sub>3</sub> 和 CO,而缺乏 VOCs 的长期观测(薛文博等,2021)。相比于上述污染物,VOCs 排放涉及的行业众多,量大面广,其污染管控更复杂。针对这种情况,粤港澳大湾区需要依托自身科创优势,尽快推动 VOCs 治理技术的革新,进而引领全国范围内的大气污染控

制技术创新。具体可以采取以下做法：（1）推动污染物监测技术革新；（2）建立健全监测网络，提升对 VOCs 的在线监测能力；（3）强化科学研究在污染防治中的作用，以持续的针对性的研究为基础，如通过编制本地化、精细化的 VOCs 动态源排放清单及物种清单，为大湾区内 VOCs 精细化管控提供科学支撑。

### 3.3 建立健全粤港澳三地跨境联防联控机制

由于  $O_3$  及其前体物在区域间或区域内城市间存在相互输送与影响，因此要从根本上解决  $O_3$  污染问题，需要区域联防联控。国外湾区为有效治理环境污染而建立相关的法律以及区域统筹机构，通过顶层设计和统一规划在区域联防联控上取得了重要进展（魏巍贤等，2017）。以旧金山湾区为例，加州政府通过建立了跨区域的空气质量管理机构——南海岸区域空气质量管理区（SCAQMD），并赋予其强有力的行政执法和监管权力，以区域统筹的形式将城市空气污染治理提高到了城市群治理的层面上，极大地推动了旧金山湾区空气污染的治理（李媛媛等，2018；杨昆等，2018）。对于粤港澳大湾区而言，广东省于 2008 年成立了全省大气污染防治联席会议制度，为珠三角地区大气污染防治联防联控提供了制度保障。并且依托于粤港合作联席会议制度，粤港澳三地共同建立了中国第一个跨境区域空气质量监测网络——粤港澳珠江三角洲区域空气监测网络，有效推动了该地区在大气污染治理等方面的交流合作。然而，由于香港、澳门属于特别行政区，因此在现有模式下，粤港澳大湾区的大气污染治理工作仍主要集中在技术协作层面（湛社霞，2018）。鉴于此，粤港澳大湾区可协调成立空气质量管理委员会，尽快建立健全统一规划、统一标准、统一监测、统一防治措施的湾区大气污染防治联控工作机制（王晓彦等，2019）。

此外，粤港澳大湾区还应尽快建立统一的环境标准规范和政策体系。完善的标准规范和政策体系是推进  $O_3$  前体物尤其是 VOCs 精细化治理的重要保障。如美国目前已经形成了以“科学研究—联邦政府制定政策—州政府落实政策—国家相关部门验收成效”为核心的大气污染物防治政策运作体系（王旭豪，2020）。因此，在未来，粤港澳大湾区还需要进一步建立健全管控体系，完善具体行业排放标准，从而为 VOCs 的精细化管控工作提供法律和政策保障。具体可以采取以下做法：（1）联合制定重点污染物和重点排放企业名录，强化数据调查；（2）联合制定污染物减排方案，实现区域协同减排；（3）完善并统一空气质素评价指标；（4）协同建立环境风险评估体系；（5）建立健全重点污染物环境

监测机制。

## 4 结论与展望

《深化粤港澳合作 推进大湾区建设框架协议》（中华人民共和国国家发展和改革委员会，2017）明确指出，粤港澳大湾区应“着眼于城市群可持续发展，强化环境保护和生态修复，推动形成绿色低碳的生产生活方式和城市建设运营模式，有效提升城市群品质”，这对大湾区的大气污染防治提出了很高的要求。当前，与京津冀、长三角等中国主要大型城市群相比，粤港澳大湾区的大气环境质量相对较好，但距离世界级水准还有较大的差距，而其大气环境问题主要来自于  $O_3$  污染。通过多年来的艰难探索，大湾区的  $O_3$  污染防治已经取得了一些效果，但仍与美国、日本等发达国家存在一定距离。根据国际先进湾区的大气污染防治经验，粤港澳大湾区需尽快建立健全区域联防联控机制，大湾区内的各个城市之间则需要加强应急管理和措施落实。此外，粤港澳大湾区需要加强以精细化管控为落脚点的  $O_3$  污染防治科学研究，并尽快推动  $O_3$  前体物管控的政策体系和技术革新。通过制度和技术体系的完善，尽快遏制  $O_3$  污染，从而全面建成宜居宜业宜游的国际一流湾区。

## 参考文献：

- ATKINSON R, AREY J, 2004. Atmospheric degradation of volatile organic compounds [J]. *Chemical Reviews*, 103: 4605-4638.
- AVNER Y S, MAUZERALL D L, LIU J, et al., 2011. Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 1. Year 2000 crop production losses and economic damage [J]. *Atmospheric Environment*, 45(13): 2284-2296.
- BENAS N, MOURTZANOU E, KOUVARAKIS G, et al., 2013. Surface ozone photolysis rate trends in the Eastern Mediterranean: Modeling the effects of aerosols and total column ozone based on Terra MODIS data [J]. *Atmospheric Environment*, 74: 1-9.
- BIAN Y H, HUANG Z J, OU J M, et al., 2019. Evolution of anthropogenic air pollutant emissions in Guangdong Province, China, from 2006 to 2015 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 19(18): 11701-11719.
- CANELLA R, ROBERTA B, CAVICCHIO C, et al., 2016. Tropospheric ozone effects on chlorine current in lung epithelial cells: An electrophysiological approach [J]. *Free Radical Biology and Medicine*, 96: S58-59.
- CARTER W, 1994. Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds [J]. *Journal of the air and waste management association*, 44: 881-899.
- CARTER W, 1996. Computer modelling of environmental chamber measurements of maximum incremental reactivities of volatile organic compounds [J]. *Atmospheric Environment*, 29: 2513-2527.
- CASTRO T, MADRONICH S, RIVALE S, et al., 2001. The influence of aerosols on photochemical smog in Mexico City [J]. *Atmospheric Environment*, 35(10): 1765-1772.
- CHAMEIDES W L, FEHSENFELD F, RODGERS M O, et al., 1992. Ozone precursor relationships in the ambient atmosphere [J]. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 97(D5): 6037-6055.

- CHEN X, ZHONG B Q, HUANG F X, et al., 2019. The role of natural factors in constraining long-term tropospheric ozone trends over Southern China [J]. *Atmospheric Environment*, 220: 117060.
- CHEN Z Y, LI R Y, CHEN D L, et al., 2020. Understanding the causal influence of major meteorological factors on ground ozone concentrations across China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 242: 118498.
- CHENG H R, SAUNDER S M, GUO H, et al., 2013. Photochemical trajectory modeling of ozone concentrations in Hong Kong [J]. *Environmental Pollution*, 180: 101-110.
- FENG Z Z, HU E Z, WANG X K, JIANG L, et al., 2015. Ground-level O<sub>3</sub> pollution and its impacts on food crops in China: A review [J]. *Environmental Pollution*, 199: 42-48.
- FU J, DONG X Y, GAO Y, et al., 2012. Sensitivity and linearity analysis of ozone in East Asia: The effects of domestic emission and intercontinental transport [J]. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 62(9): 1102-1114.
- FU Y, LIAO H, YANG Y, 2019. Interannual and decadal changes in tropospheric ozone in China and the associated chemistry-climate interactions: A review [J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 36(9): 975-993.
- GAO D, XIE M, CHEN X, et al., 2019. Modeling the effects of climate change on surface ozone during summer in the Yangtze River Delta region, China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(9): 1528.
- GAO J H, BIN Z, XIAO H, et al., 2016. A case study of surface ozone source apportionment during a high concentration episode, under frequent shifting wind conditions over the Yangtze River Delta, China [J]. *Science of the Total Environment*, 544: 853-863.
- HERVÉ G, JEAN-PIERRE C, ALAIN M, et al., 1996. Ozone peaks associated with a subtropical tropopause fold and with the trade wind inversion: A case study from the airborne campaign TROPOZ II over the Caribbean in winter [J]. *Journal of Geophysical Research*, 101 (D20): 25979-25993.
- HAN L, ZHU L Y, WANG S L, et al., 2018. Modeling study of impacts on surface ozone of regional transport and emissions reductions over North China Plain in summer 2015 [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(16): 12207-12221.
- HE H, LIANG X Z, SUN C, et al., 2020. The long-term trend and production sensitivity change in the US ozone pollution from observations and model simulations [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(5): 3191-3208.
- HE J J, GONG S L, YU Y, et al., 2017. Air pollution characteristics and their relation to meteorological conditions during 2014–2015 in major Chinese cities [J]. *Environmental pollution*, 223: 484-496.
- HU J, LI Y C, ZHAO T L, et al., 2018. An important mechanism of regional O<sub>3</sub> transport for summer smog over the Yangtze River Delta in eastern China [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(22): 16239-16251.
- HU X M, DOUGHTY D C, SANCHEZ K J, et al., 2012. Ozone variability in the atmospheric boundary layer in Maryland and its implications for vertical transport model [J]. *Atmospheric Environment*, 46: 354-364.
- ITO A, WAKAMASTU S, MORIKAWA T, et al., 2021. 30 Years of Air Quality Trends in Japan [J]. *Atmosphere*, 12(8): 1072.
- JACOB D J, WINNER D A, 2009. Effect of climate change on air quality [J]. *Atmospheric Environment*, 43(1): 51-63.
- KUNUGI Y, ARIMURA T H, IWATA K, et al., 2018. Cost-efficient strategy for reducing PM<sub>2.5</sub> levels in the Tokyo metropolitan area: an integrated approach with air quality and economic models [J]. *PLoS One*, 13(11): 3588-3596.
- LI Y, LAU A K H, FUNG J C H, et al., 2013. Systematic evaluation of ozone control policies using an Ozone Source Apportionment method [J]. *Atmospheric Environment*, 76: 136-146.
- MARR L C, HARLEY R A, 2002. Spectral analysis of weekday-weekend differences in ambient ozone, nitrogen oxide, and non-methane hydrocarbon time series in California [J]. *Atmospheric Environment*, 36(14): 2327-2335.
- MAXIMILIAN A, RYAN K, 2011. Clearing the air? The effects of gasoline content regulation on air quality, the American economic review [M]. New York: American Economic Association.
- New York City, 2017. PlaNYC: A Greener, Greater New York [J]. *Synthese*, 6(3-4): 1-1258.
- The Barry Commoner Center for Health and the Environment, 2013. New York City trend in air pollution and its health consequences [EB/OL]. (2013-10-25) [2022-05-10]. <https://commonercenter.org/docs/air-quality-report-2013.pdf>.
- United States Environmental Protection Agency, 2021. NAAQS Implementation Process [EB/OL]. Washington District of Columbia: United States Environmental Protection Agency, (2021-05-17) [2022-08-03]. <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-implementation-process>.
- United States Environmental Protection Agency, 2021. Summary of the clean air Act [EB/OL]. Washington District of Columbia: United States Environmental Protection Agency, (2021-09-28) [2022-08-03]. <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-air-act>.
- United States Environmental Protection Agency, 2021. Air quality implementation plans [EB/OL]. Washington District of Columbia: United States Environmental Protection Agency, (2021-04-12) [2022-08-03]. <https://www.epa.gov/air-quality-implementation-plans>.
- United States Environmental Protection Agency, 2021. National volatile organic compound emission standards [EB/OL]. Washington District of Columbia: United States Environmental Protection Agency, (2021-12-23) [2022-08-03]. <https://www.epa.gov/haps/initial-list-hazardous-air-pollutants-modifications>.
- United States Environmental Protection Agency, 2020. Regulations to reduce mobile source pollution [EB/OL]. Washington District of Columbia: United States Environmental Protection Agency, (2020-02-06) [2022-08-03]. <https://www.epa.gov/mobile-source-pollution/regulations-reduce-mobile-source-pollution>.
- 蔡文博, 韩宝龙, 逯非, 等, 2020. 全球四大湾区生态环境综合评价研究 [J]. *生态学报*, 40(23): 8392-8402.
- CAI W B, HAN B L, LU F, et al., 2020. Comprehensive evaluation of the eco-environment in the four global bay areas [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 40(23): 8392-8402.
- 崔茹, 莫梓伟, 袁斌, 等, 2021. 我国日化用品使用挥发性有机物 (VOCs) 排放及臭氧生成潜势研究 [J]. *环境科学学报*, 41(6): 2272-2281.
- CUI R, MO Z W, YUAN B, et al., 2021. Emissions and ozone formation potential of volatile organic compounds (VOCs) from daily chemical products in China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 41(6): 2272-2281.
- 甘佳, 2014. 日本机动车尾气污染防治法律制度研究 [D]. 南昌: 江西理工大学.
- GAN J, 2014. Study on the legal system of automobile exhaust pollution prevention in Japan [D]. Nanchang: Jiangxi University of Science and Technology.
- 广东省生态环境厅, 2022. 2021 年广东省生态环境状况公报 [EB/OL]. (2022-05-10) [2022-05-10]. <http://gdee.gd.gov.cn/attachment/0/488/488577/3927093.pdf>.
- Guangdong Provincial Department of Ecological Environment, 2022. 2021 Report on the state of Guangdong provincial ecology and environment [EB/OL]. (2022-05-10) [2022-05-10]. <http://gdee.gd.gov.cn/attachment/0/488/488577/3927093.pdf>.
- 黄俊, 廖碧婷, 吴兑, 等, 2018. 广州近地面臭氧浓度特征及气象影响分析 [J]. *环境科学学报*, 38(1): 23-31.
- HUANG J, LIAO B T, WU D, et al., 2018. Guangzhou ground level ozone concentration characteristics and associated meteorological factors [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 38(1): 23-31.
- 江梅, 邹兰, 李晓倩, 等, 2015. 我国挥发性有机物定义和控制指标的探讨 [J]. *环境科学*, 36(9): 3522-3532.
- JIANG M, ZOU L, LI X Q, et al., 2015. Definition and control indicators



- of volatile organic compounds in China [J]. *Environmental Science*, 36(9): 3522-3532.
- 李婷苑, 陈靖扬, 翁佳烽, 等, 2022. 广东省臭氧污染天气型及其变化特征[J]. *中国环境科学*, 42(5): 2015-2024.
- LI W T, CHEN J Y, WENG J F, et al., 2022. Ozone pollution synoptic patterns and their variation characteristics in Guangdong Province [J]. *China Environmental Science*, 42(5): 2015-2024.
- 李彦希, 谢丹平, 黎玉清, 等, 2022. 粤港澳大湾区大气中硝基多环芳烃污染特征与风险评估[J]. *环境科学*, 43(1): 93-101.
- LI Y X, XIE D P, LI Y Q, et al., 2022. Pollution characteristics and risk assessment of nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area [J]. *Environmental Science*, 43(1): 93-101.
- 李媛媛, 黄新皓, 2018. 美国臭氧污染控制经验及其对中国的启示[J]. *世界环境* (1): 24-27.
- LI Y Y, HUANG X H, 2018. The experience of ozone pollution control in the United States and its implications to China [J]. *World Environment* (1): 24-27.
- 李圳, 黄志炯, 王肖丽, 等, 2022. 前体物排放变化对珠江三角洲地区秋季臭氧污染演变的影响研究[J/OL]. *环境科学学报*, 1-13. (2022-04-24) [2022-06-25]. [https://www.actasc.cn/hjkxxb/ch/reader/view\\_abstract.aspx?flag=2&file\\_no=202202060000002&journal\\_id=hjkxxb](https://www.actasc.cn/hjkxxb/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=2&file_no=202202060000002&journal_id=hjkxxb).
- LI Z, HUANG Z J, WANG X L, et al., 2022. Effects of changes in precursor emissions on the evolution of ozone pollution in the Pearl River Delta region in autumn[J/OL]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1-13. (2022-04-24) [2022-06-25]. [https://www.actasc.cn/hjkxxb/ch/reader/view\\_abstract.aspx?flag=2&file\\_no=202202060000002&journal\\_id=hjkxxb](https://www.actasc.cn/hjkxxb/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=2&file_no=202202060000002&journal_id=hjkxxb).
- 梁英振, 2013. 双城记: 旧金山四十年大气污染治理历程对北京治污的启示(上)[J]. *世界环境* (6): 22-28.
- LIANG Y Z, 2013. A 40 year tale of two polluted cities (Part 1) [J]. *World Environment* (6): 22-28.
- 马超平, 林晓云, 2020. 世界三大湾区发展演化对粤港澳大湾区融合发展的启示[J]. *产业与科技论坛*, 19(24): 56-58.
- MA C P, LIN X Y, 2020. The enlightenment of the development and evolution of the world's three Bay areas on the integrated development of Guangdong, Hong Kong and Macao Bay Area [J]. *Industrial & Science Tribune*, 19(24): 56-58.
- 戚凯, 蔺睿, 2019. 减碳背景下都市群的能源保障——以纽约州及纽约都市群为例[J]. *国际石油经济*, 27(4): 24-34.
- QI K, LIN R, 2019. Carbon reduction and energy security of urban agglomerations: A case study of New York State and its metropolitan area [J]. *International Petroleum Economics*, 27(4): 24-34.
- 日本环境省, 2015. 日本的大气环境对策[EB/OL]. (2015-10-13) [2022-08-05]. [https://www.iges.or.jp/jp/china-city/pdf/20151013/Japan\\_taikikankyou\\_ch.pdf](https://www.iges.or.jp/jp/china-city/pdf/20151013/Japan_taikikankyou_ch.pdf).
- Ministry of the Environment in Japan, 2015. Countermeasures for atmospheric environment in Japan [EB/OL]. (2015-10-13) [2022-08-05]. [https://www.iges.or.jp/jp/china-city/pdf/20151013/Japan\\_taikikankyou\\_ch.pdf](https://www.iges.or.jp/jp/china-city/pdf/20151013/Japan_taikikankyou_ch.pdf).
- 沈勃, 陈皓, 钟流举, 2015. 珠三角秋季臭氧污染来源解析[J]. *环境污染与防治*, 37(1): 25-30.
- SHEN J, CHEN H, ZHONG L J, 2015. Source analysis of autumn ozone pollution in Pearl River Delta [J]. *Environmental Pollution & Control*, 37(1): 25-30.
- 沈勃, 黄晓波, 汪宇, 等, 2017. 广东省臭氧污染特征及其来源解析研究[J]. *环境科学学报*, 37(12): 4449-4457.
- SHEN J, HUANG X B, WANG Y, et al., 2015. Study on ozone pollution characteristics and source apportionment in Guangdong Province [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 37(12): 4449-4457.
- 魏巍贤, 王月红, 2017. 跨界大气污染治理体系和政策措施: 欧洲经验及对中国的启示[J]. *中国人口·资源与环境*, 27(9): 6-14.
- WEI W X, WANG Y H, 2017. Transboundary air pollution governance and policy measures: European experiences and its enlightenment to China [J]. *China population, resources and environment*, 27(9): 6-14.
- 王佳佳, 张凤仪, 荣冬梅, 2022. 日本东京湾区自然资源管理对我国粤港澳大湾区建设的启示[J]. *国土资源情报* (5): 8-13.
- WANG J J, ZHANG F Y, RONG D M, 2022. The experience and enlightenment of natural resource management in the Tokyo Bay Area of Japan to the construction of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area of China [J]. *Natural Resources Information* (5): 8-13.
- 王宁, 宁森, 臧宏宽, 等, 2016. 日本臭氧污染防治经验及对我国的启示[J]. *环境保护*, 44(16): 69-72.
- WANG N, NING M, ZANG H K, et al., 2016. Experience of prevention and control of ozone pollution in Japan and its enlightenment to China [J]. *Environmental Protection*, 44(16): 69-72.
- 王书肖, 邱雄辉, 张强, 等, 2017. 我国人为源大气污染物排放清单编制技术进展及展望[J]. *环境保护*, 45(21): 21-26.
- WANG S X, QIU X H, ZHANG Q, et al., 2017. Developing anthropogenic air pollutant emission inventory in China: Progress and outlook [J]. *Environmental Protection*, 45(21): 21-26.
- 王晓彦, 刘冰, 丁俊男, 等, 2019. 环境空气质量预报业务体系建设要点探讨[J]. *环境与可持续发展*, 44(1): 103-105.
- WANG X Y, LIU B, DING J N, et al., 2019. Discussion on the main points of the operational system construction of ambient air quality forecasting [J]. *Environment and Sustainable Development*, 44(1): 103-105.
- 王旭豪, 2020. 美国地面层臭氧污染的治理历程及启示[J]. *世界环境* (5): 40-44.
- WANG X H, 2020. The process of ground-level ozone pollution treatment in the United States and its enlightenment [J]. *World Environment* (5): 40-44.
- 王雪松, 2002. 区域大气中臭氧和二次气溶胶的数值模拟研究[D]. 北京: 北京大学.
- WANG X S, 2002. Numerical simulation of ozone and secondary aerosols in regional atmosphere [D]. Beijing: Peking University.
- 王占山, 车飞, 任春, 等, 2013. 美国环境空气质量标准制订历程[J]. *环境工程技术学报*, 3(3): 240-246.
- WANG Z S, CHE F, REN C, et al., 2013. Research on setting and amending process of the national ambient air quality standards of the United States [J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 3(3): 240-246.
- 王自发, 李丽娜, 吴其重, 等, 2008. 区域输送对北京夏季臭氧浓度影响的数值模拟研究[J]. *自然杂志*, 30(4): 194-198.
- WANG Z F, LI L N, WU Q Z, et al., 2008. Simulation of the impacts of regional transport on summer ozone levels over Beijing [J]. *Chinese Journal of Nature*, 30(4): 194-198.
- 修光利, 吴应, 王芳芳, 等, 2020. 我国固定源挥发性有机物污染管控的现状与挑战[J]. *环境科学研究*, 33(9): 2048-2060.
- XIU G L, WU Y, WANG F F, et al., 2020. Current status and challenge for control of volatile organic compounds (VOCs) from stationary sources in China [J]. *Research of Environmental Sciences*, 33(9): 2048-2060.
- 薛文博, 许艳玲, 史旭荣, 等, 2021. 我国大气环境管理历程与展望[J]. *中国环境管理*, 13(5): 52-60.
- XUE W B, XU Y L, SHI X R, et al., 2021. Atmospheric environment management in China: Progress and outlook [J]. *Chinese Journal of Environmental Management*, 13(5): 52-60.
- 杨昆, 黄一彦, 石峰, 等, 2018. 美日臭氧污染问题及治理经验借鉴研究[J]. *中国环境管理*, 10(2): 85-90.
- YANG K, HUANG Y Y, SHI F, et al., 2018. Research on the ozone pollution and control measures in US and Japan [J]. *Chinese Journal of Environmental Management*, 10(2): 85-90.
- 杨一鸣, 崔积山, 童莉, 等, 2017. 美国 VOCs 定义演变历程对我国 VOCs 环境管控的启示[J]. *环境科学研究*, 30(3): 368-379.
- YANG Y M, CUI J S, TONG L, et al., 2017. Evolution of the definition of volatile organic compounds in the United States and its implications for China [J]. *Research of Environmental Sciences*,



- 30(3): 368-379.
- 湛社霞, 2018. 粤港澳大湾区常规大气污染物变化趋势与影响因素研究[D]. 北京: 中国科学院大学.
- ZHAN S X, 2018. Study on change trend and influencing factors of conventional air pollutants in Guangdong Hong Kong Macao Great Bay Area [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences.
- 赵伟, 高博, 刘明, 等, 2019. 气象因素对香港地区臭氧污染的影响[J]. 环境科学, 40(1): 55-66.
- ZHAO W, GAO B, LIU M, et al., 2019. Impact of meteorological factors on the ozone pollution in Hong Kong [J]. Environmental Science, 40(1): 55-66.
- 赵伟, 高博, 卢清, 等, 2021. 2006—2019年珠三角地区臭氧污染趋势[J]. 环境科学, 42(1): 97-105.
- ZHAO W, GAO B, LU Q, et al., 2021. Ozone pollution trend in the Pearl River Delta Region during 2006–2019 [J]. Environmental Science, 42(1): 97-105.
- 中华人民共和国国家发展和改革委员会, 2017. 深化粤港澳合作 推进大湾区建设框架协议[Z].
- National Development and Reform Commission, 2017. To deepen cooperation between Guangdong, Hong Kong and Macao and promote the development of the Greater Bay Area [Z].
- 朱迪, 颜敏, 郑卓云, 等, 2017. 生活生产类产品 VOCs 含量限值法规与标准研究[J]. 中国环境管理, 9(5): 69-76.
- ZHU D, YAN M, ZHENG Z Y, et al., 2017. Study on the regulations and standards of VOCs content limits in industrial and consumer products [J]. Chinese Journal of Environmental Management, 9(5): 69-76.

## The Experience of Prevention and Control of Air Pollution in International Advanced Bay Areas and Its Enlightenment to Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area in China

LIAO Tong<sup>1</sup>, XIONG Xin<sup>2</sup>, WANG Zaihua<sup>3\*</sup>, YANG Xiajie<sup>4</sup>, HUANG Yingnan<sup>4</sup>, FENG Jiaying<sup>3</sup>

1. Guangdong Ecological and Environmental Monitoring Center, Guangzhou 510308, P. R. China;

2. Institute of Mass Spectrometry and Atmospheric Environment, Jinan University/Guangdong Provincial Engineering Research Center for On-line Source Apportionment System of Air Pollution, Guangzhou 510632, P. R. China;

3. Institute of Resources Utilization and Rare Earth Development, Guangdong Academy of Sciences, Guangzhou 510650, P. R. China;

4. Institute for Environmental and Climate Research, Jinan University, Guangzhou 511443, P. R. China

**Abstract:** As one of the regions with the strongest economic vitality in China, the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area has been developing at a high speed. However, air pollution in this area has become increasingly severe, posing a threat to public health and the environment. The three bay areas overseas (San Francisco Bay Area, New York Bay Area and Tokyo Bay Area) have also experienced serious air pollution (especially photochemical pollution dominated by ozone ( $O_3$ )). Among them, the  $O_3$  pollution in San Francisco Bay Area was mainly caused by the combined effects of high emission and adverse meteorological conditions; the New York Bay Area mainly suffered from the combined pollution of  $O_3$  and  $PM_{2.5}$  caused by high energy consumption; the Tokyo Bay Area experienced a photochemical pollution caused by the rapid economic development. In the face of serious photochemical pollution at that time, on the basis of scientific research and technological development, the three Bay areas cooperated to reduce the emission of  $O_3$  precursors ( $NO_x$  and VOCs) via implementing relevant policies, regulations and standards, thus effectively solved the pollution problem. Compared with the three Bay areas overseas, the current  $O_3$  pollution in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area is still severe. This paper offers the following suggestions for the control of  $O_3$  pollution in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area by comprehensively combing the air pollution control measures and experiences in the three Bay areas: (1) Improve the control system of  $O_3$  precursor emission in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area; (2) promote the monitor of  $O_3$  precursor in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area; (3) establish and improve a cross-border joint prevention and control system among Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. Overall, our study summarizes the causes of air pollution, the treatment process and the experience gained in the three Bay areas overseas, and further suggests the methods and experience of air quality management in Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area, which aim to promote the establishment of an international first-class Bay area air quality management system with Chinese characteristics.

**Keywords:** Bay areas; Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area; air quality; ozone pollution; precursor; pollution prevention and control