

2021.11

跬步集

不积跬步，
无以至千里。
-荀子



2021.11

跬步集

不积跬步，
无以至千里。

-荀子



与自己为敌



第二

切记不要与自身的平凡为敌

也没有必要

把自己变得不像自己

—许钧 《自己》

秋风起黄叶落，忽觉竟已年末。

本应是秋收冬藏的日子，也眼见着身边伙伴该远走的远走、该钻研的钻研，都可谓收获丰盈；反观我仍陷于“泥潭”之中甚或有些浑浑噩噩不知所措，不禁心有戚戚。

老实讲，曾经的自己于这种自怨自艾、故作伤感的矫揉造作是最为不齿的，总认为大丈夫即便不能生于乱世带三尺剑立不世之功，至少也应笃定勇往，决不止步向前。可人生怕的往往是一句事到如今，果然陷于泥沼，或许无他，唯心境使然。换句话说不得不承认的是，最近在与自己的战斗中，我落败了。

与自己的这场斗争长久贯穿于整个人类历史之中，双方来来回回互有输赢，但似乎从未停止，也未敢止歇。古希腊天主教中的七宗

罪多是源于放纵所致，而我们的先贤孔圣人亦有言“克己复礼”，方为仁也；即便到了近代，伟大的毛教员一句“与天斗其乐无穷，与地斗其乐无穷，与人斗其乐无穷”，这当中的人我想定是要算上自己的。

与自己为敌，不管结果。

原因何在？我想大抵是这便为人与走兽最大的的区别之一——自省与克制。作为碳基生物，有着和其他生灵都极为相似的身体结构和生理基础，人类可能永远也无法摆脱体内的兽性；可于精神层面上，我们勇敢的挑起了这场战争，不论结果如何，纵使知晓完全胜利或许只是泡影，依然义无反顾。

开头许钧的歌儿很好听，是我曾单曲循环过挺久的一首，可“不要与自身的平凡为敌”听听就算了，重点要看他怎么做的。入围金曲奖的最佳专辑和几个月便减掉几十斤的成果必定不是坦然的面对自身的平凡所能实现的，所谓“看起来不努力的人实际上卷得最狠”当如是。

前些天与张老板闲聊，他讲不要担忧未来，因为现在就是未来；冷启动很难，可总不能一直停歇，我深以为然。

或许是时候该吹响号角，开启新一轮和自己的战争了。

与自己为敌，不管结果。

迎战，敢战，全力战，便不算输。

死战，血战，不停战，终将有报。

与诸君共勉。

主编伯龙

植物根际磷酸三(2-氯乙基)酯(TCEP) 原位微生物降解

徐佳栎



磷酸三(2-氯乙基)酯(TCEP), 分子式 $C_6H_{12}Cl_3O_4P$, 分子量 285.31, CAS 号 115-96-8, 是一种典型的有机磷酸酯 (OPEs) 分子结构如图1, 主要作为阻燃剂添加到塑料产品、纺织品、电气设备、家具及建筑物中。TCEP 使用量大, 分布范围广, 易于传播迁移, 生物毒害效应强, 能通过挥发、沉降、淋洗等多种方式进入环境中, 因其生殖毒性和水生生物具有持久毒性

作用, TCEP 受到了研究人员的广泛关注, 在 2010 年被列为 SVHC (Substance of Very High Concern) 之一, 是欧盟 REACH 法规规定下的一类有害物质。目前, TCEP 已成为我国土壤中常见的污染物之一。据调查, 在黑龙江、河南、湖北和广西的农田土壤中, TCEP 均值为 $17.9 \mu\text{g}/\text{kg}$, 检出率为 100%; 成都地区农田土壤中 TCEP 检出率为 72%, 浓度最高为 $34 \mu\text{g}/\text{kg}$; 天津某垃

圾回收点附近土壤中TCEP浓度最高为548 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ；河北某厂区附近的沉积物中TCEP污染均值达到了25 mg/kg。

Luo等人在研究沈阳表层土壤中OPEs对人体的健康风险时指出，56.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 的TCEP产生的致癌风险便超出了可接受范围。此外，TCEP还能在牛、羊、猪、鱼、鸡蛋以及谷物、蔬菜等样品中富集，且有研究发现TCEP在叶片中的浓度能达到土壤的42.3倍。可见，土壤中的TCEP能通过食物链，严重危害人体健康。因此，寻求高效、经济的TCEP修复方式，降低土壤中TCEP浓度，对于生态安全、人体健康及社会经济可持续发展均有重要意义。

目前，OPEs在环境中的降解主要通过高级氧化降解和生物降解两种方式，土壤中微生物数量多、物种丰富、代谢多样性高，是有机污染物消减的主要驱动者之一。同时，微生物修复具有绿色环保、高效经济、应用范围广等诸多优点，受到了广大科研工作者的关注。近年来，通过传统的分离培养手段，科研人员已获得了部分TCEP降解菌株。马明东等人分离驯化了7株单菌，并通过优化温度、pH、初始污染物浓度等反应条件使TCEP的降解率达到了86%。王俊欢等获得的混合菌群YC-BJ1，能在4天内降解22%的TCEP。Takahashi等则从46个土壤和沉积物样品中筛选获得了10个具有TCEP降解能力的微生物菌群，从中分离出TCEP高效降解菌株Sphingobium sp. strain TCM1和Sphingomonas sp. strain TDK1，并挖掘了新型磷酸三酯酶、碱性磷酸酶等降解酶，加深了我们对TCEP降解的认知。

遗憾的是，土壤中TCEP降解微生物主要通过分离培养获得，极少有研究关注原位土壤中TCEP降解菌。与实际环境相比，纯培养条件下很多微生物难以存活，且因渗透压、温度、营养物质浓度等理化因子存在巨大差异，筛选获得的微生物在实际应用中效果不佳。此外，培养过程会导致群体感应系统崩解，生态位结构破坏，从而打破微生物之间的依赖关系，影响功能微生物群落作为功能单元协同发挥作用。TCEP原位降解微生物研究的缺乏，既阻碍

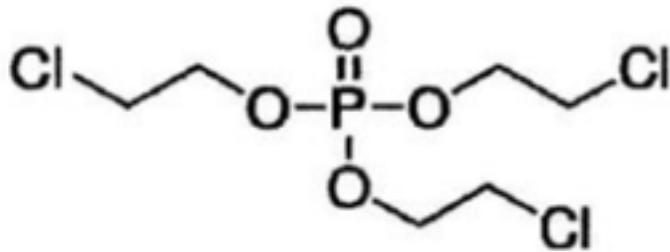


图 1 TCEP分子结构式

Fig1 The molecular structure formula of Tris(2-carboxyethyl)phosphine

TCEP原位降解微生物研究的缺乏，既阻碍了我们对土壤中TCEP微生物降解过程的理解，又限制了微生物在TCEP污染土壤修复中的应用与发展。

了我们对土壤中TCEP微生物降解过程的理解，又限制了微生物在TCEP污染土壤修复中的应用与发展。

植物根际是植物-微生物相互作用的特殊微区，多项研究证明其在有机污染修复方面有着独特优势。紫花苜蓿根际土壤中3,3',4,4'-四氯联苯降解率比非根际土壤高69.2%；黑麦草根际土壤中菲的降解率比非根际土壤高10.7%；小黑麦能将污染土中石油烃矿化率提高33.2%-36.7%。主流观点认为，该现象与根际微生物密切相关。研究证明，原位根际、非根际土壤中真正参与有机污染物降解的微生物种类存在显著差异，且具有降解能力的功能微生物种群更易在根际富集，增强了根际污染物降解能力。究其原因，一方面植物根系生长形成的巨大根表系统能够改变土壤通气性、湿度，为微生物提供合适的栖息环境；另一方面植物根系分泌的糖类、氨基酸和酶等有机物，为微生物生长和繁殖提供了充足的营养，最终提高功能微生物代谢活性与丰度，重塑微生物群落结构，影响降解微生物功能发挥。我们通过前期预实验发现，扣除植物吸收转运等影响之后，黑麦草、紫花苜蓿能令TCEP根际降解速率分别提高16.5%和13.2%。可见，黑麦草、紫花苜蓿在TCEP污染土壤修复中具有显著优势，但其背后的机制不甚明晰，亟待展开研究。

根系分泌物能为根际微生物提供营养物质，影响根际微生物代谢活性，是导致根际土壤中微生物组成和功能改变的重要因素。探明根系分泌物与降解微生物之间的关系对于增强根际降解调控、构建高效植物-微生物降解体系具有重要意义。目前，国内外已展开相关研究，并获得了不少成果。结果表明，根系分泌物能够通过富集特异性降解微生物、提高微生物丰度、改

变微生物群落多样性、增强微生物间网络连通性，促进有机污染物降解。此外，不同根系分泌物在污染物降解过程中发挥着不同的作用。例如，单糖能提高降解微生物数量并促进降解质粒转移，氨基酸能维持降解酶的活性，有机酸则能够降低微生物的氧化胁迫；柚皮素、过氧化物酶、香豆素和儿茶素等物质能够促进降解微生物的生长。这些研究初步揭示了根系分泌物促进有机污染物微生物降解的机制，为该领域发展做出了重要贡献。遗憾的是，相关研究还存在一定的局限性。首先，目前研究中的根系分泌物多为人工配制或外源收集后添加。然而，植物在不同生境下产生的根系分泌物组成和丰度存在巨大差异，可能导致结果存在偏差；其次，未能将根系分泌物与原位环境中的功能菌直接联系起来，无法反映根际土壤中的真实情况；再次，根系分泌物种类复杂，虽然已有上百种化合物被鉴定，但依然存在大量未知化合物有待解析，使得根系分泌物与功能微生物间的研究仍处于初步阶段。为了更准确地阐明根系分泌物与降解微生物之间的关系，需要提升根系分泌物识别的分辨率，并直接在原位根际土壤中解析根系分泌物组成与降解微生物群落。

参考文献

- [1] STEVENS R, VAN ES D S, BEZEMER R, et al. The structure-activity relationship of fire retardant phosphorus compounds in wood [J]. Polymer Degradation and Stability, 2006, 91(4): 832-841.
- [2] MIHAJLOVIĆ I, FRIES E. Atmospheric deposition of chlorinated organophosphate flame retardants (OFR) onto soils [J]. Atmospheric Environment, 2012, 56: 177-183.
- [3] RAJU M N, KADIYALA V, MALLAVARAPU M. Tris(2-chloroethyl) phosphate, a pervasive flame retardant: critical perspective on its emissions into the environment and human toxicity [J]. Environmental science Processes & impacts, 2020, 22(9): 1809-1827.
- [4] LIU X, JI K, CHOI K. Endocrine disruption potentials of organophosphate flame retardants and related mechanisms in H295R and MVLN cell lines and in zebrafish [J]. Aquatic Toxicology, 2012, 114: 173-181.
- [5] QIN Z, YIXUAN W, XIAOXU J, et al. Spatial occurrence and composition profile of organophosphate esters (OPEs) in farmland soils from different regions of China: Implications for human exposure [J]. Environmental Pollution, 2021, 276: 116-729.
- [6] RUOYING L, JINGYAN J, YIWEN L, et al. Distribution and leaching behavior of organophosphorus and brominated flame retardants in soil in Chengdu [J]. Environmental science Processes & impacts, 2020, 22(5): 1295-1305.
- [7] YU W, HONGWEN S, HONGKAI Z, et al. Occurrence and distribution of organophosphate flame retardants (OPFRs) in soil and outdoor settled dust from a multi-waste recycling area in China [J]. The Science of the total environment, 2018, 625: 1056-1064.
- [8] 张劲. 河北某化工厂区周边多种环境介质中有机磷酸酯的污染及人群内暴露研究 [D]; 上海大学, 2018.

[9] LUO Q, GU L, SHAN Y, et al. Human Health Risk Assessment of Organophosphate Esters in Urban Topsoils of Shenyang, China [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2020, 29(4): 2731-2742.

[10] LI J, ZHAO L, LETCHER R J, et al. A review on organophosphate Ester (OPE) flame retardants and plasticizers in foodstuffs: Levels, distribution, human dietary exposure, and future directions [J]. Environment International, 2019, 127: 35-51.

[11] EGGEN T, HEIMSTAD E S, STUANES A O, et al. Uptake and translocation of organophosphates and other emerging contaminants in food and forage crops [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(7): 4520-4531.

[12] 马明东, 赵银平, 赵晓祥. 磷酸三(2-氯乙基)酯降解菌的降解条件优化研究 [J]. 湖北农业科学, 2015, 54(06): 1341-1346.

[13] 王俊欢, 李先军, 吴巍, et al. 混合菌群YC-BJ1对有机磷阻燃剂的降解及16S rRNA基因多样性分析 [J]. 生物工程学报, 2019, 35(11): 2050-2060.

[14] KATSUMASA A, SATOSHI Y, YUTO S, et al. Haloalkylphosphorus hydrolases purified from *Sphingomonas* sp. strain TDK1 and *Sphingobium* sp. strain TCM1 [J]. Applied and environmental microbiology, 2014, 80(18): 5866-5873.

[15] SHOUJI T, HIROSHI K, KATSUMASA A, et al. Identification of alkaline phosphatase genes for utilizing a flame retardant, tris(2-chloroethyl) phosphate, in *Sphingobium* sp. strain TCM1 [J]. Applied microbiology and biotechnology, 2017, 101(5): 2153-2162.

[16] ALKE B, HERIBERT C, JöRG O. Cyclic AMP and acyl homoserine lactones increase the cultivation efficiency of heterotrophic bacteria from the central Baltic Sea [J]. Applied and environmental microbiology, 2002, 68(8): 3978-3987.

[17] L G L, H O, K K. Bacterial growth stimulation with exogenous siderophore and synthetic N-acyl homoserine lactone autoinducers under iron-limited and low-nutrient conditions [J]. Applied and environmental microbiology, 2000, 66(7): 2797-2803.

[18] TU C, MA L, GUO P, et al. Rhizoremediation of a dioxin-like PCB polluted soil by alfalfa: Dynamic characterization at temporal and spatial scale [J]. Chemosphere, 2017, 189: 517-524.

[19] LI J, LUO C, ZHANG D, et al. Diversity of the active phenanthrene degraders in PAH-polluted soil is shaped by ryegrass rhizosphere and root exudates [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 128: 100-110.

[20] WANG T, TANG L, LUAN Y, et al. Effect of triticale (*Triticale hexaploide* L.) growth on the bacterial community and petroleum hydrocarbon degradation in petroleum-contaminated salinealkali soil [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(24): 9143-9151.

[21] FRANçOIS T, AURéLIE C. Short-Term Rhizosphere Effect on Available Carbon Sources, Phenanthrene Degradation, and Active Microbiome in an Aged-Contaminated Industrial Soil [J]. Frontiers in microbiology, 2016, 7: 92.

[22] QIHANG L, HUA L, CHAO L, et al. Root exudates enhance the PAH degradation and degrading gene abundance in soils [J]. The Science of the total environment, 2021, 764: 144436.

[23] JIN J, WANG M, LU W, et al. Effect of plants and their root exudate on bacterial activities during rhizobacterium-plant remediation of phenol from water [J]. Environment International, 2019, 127: 114-124.

[24] S G E, E C D. Plant compounds that induce polychlorinated biphenyl biodegradation by *Arthrobacter* sp. strain B1B [J]. Applied and environmental microbiology, 1997, 63(5): 1933-1938.

基于精细源解析下的细颗粒物毒性效应评估

林勃机



气溶胶态污染物统称大气颗粒物；是空气中的气态和（或）固态物质混合在一起形成的呈气溶胶态的混合物。细颗粒物(Fine particulate matter)是指空气动力学直径 $<2.5\text{nm}$ 的大气颗粒物。它通过呼吸进入呼吸道后可到达终末细支气管和肺泡，其中某些较细的颗粒物及其成分还可通过肺间质进入血液循环。 $\text{PM}_{2.5}$ 也更易于作为载体吸附各种有毒、有害的有机物和重金属元素，所以对健康的危害极大。几乎身体的每个器官

都会受到空气污染的影响。由于体积小，一些空气污染物能够通过肺部渗透到血液中并在全身循环，导致全身炎症和致癌性。（世界卫生组织疾病负担报告，全死因中，空气污染排第四位，是当今世界的第四大死因，也是目前最大的单一环境健康风险因素，空气污染已经成为不可忽视的影响人民生命健康的因素；而进一步看，最重要的因素是颗粒物，比归因于臭氧的死因高出数倍。把我

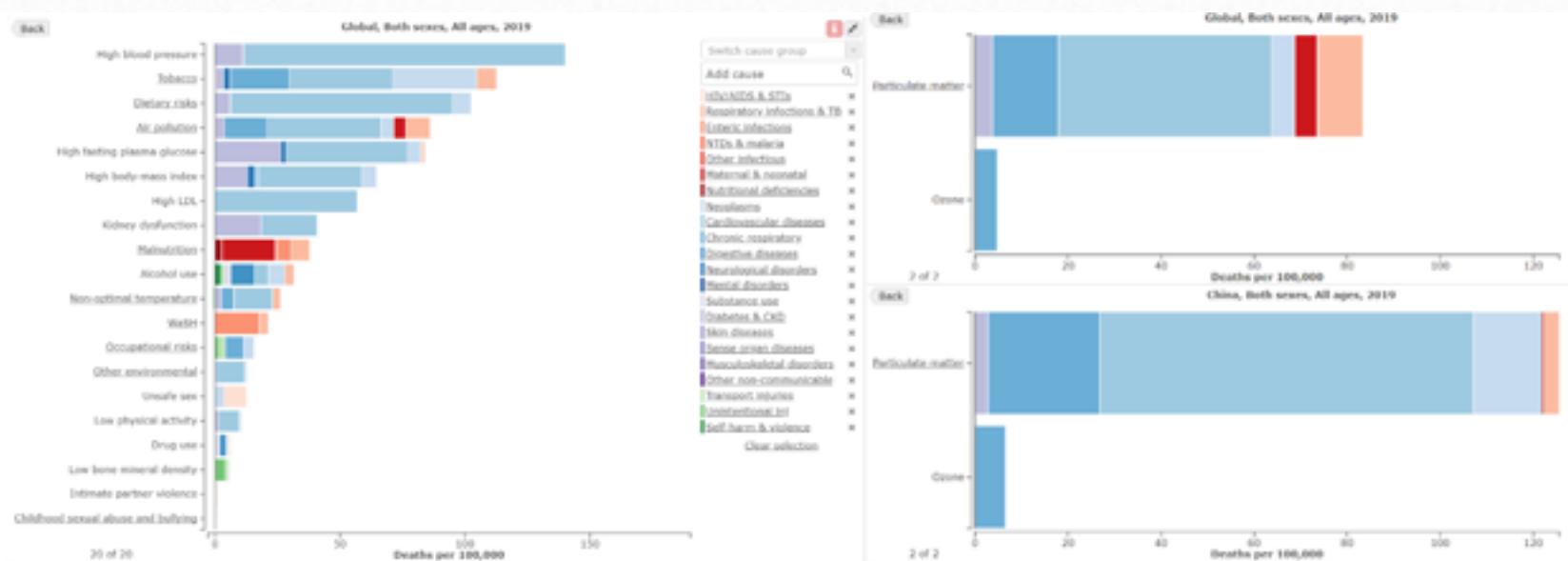


图 1. 疾病负担报告（我国与世界水平比对）

国因空气污染导致的死因与世界水平对比，我国空气污染造成的健康问题不容乐观，主要是颗粒物导致的健康问题非常突出。

大量的流行病学研究证实了大气颗粒物暴露与人群疾病发生有关，复旦大学阚海东等进行的全球652个城市PM_{2.5}暴露影响的人群健康研究中，发现颗粒物浓度与每日死亡率关系存在非线性特征（显著正相关），且有地域（化学组分）差异，暴露反应曲线不存在明显的阈值，这为PM_{2.5}暴露影响健康提供了强有力的证据关联。香港理工大学李向东等在Nature发表评论，指出大气污染虽然是全球性的环境问题，但毒性成分却具有区域性特征。因此，对重要的城市群毒性成分的研究不能照搬别的区域的研究结果，要针对性地研究。自2013年国务院颁布《大气污染防治行动计划》以来，国家投入了大量资金研究空气污染问题。珠三角为中国典型的城市群，也是粤港澳大湾区的重要组成部分，空气质量关乎人民健康与可持续发展问题，需要加大对其研究。近年来，珠三角九市空气污染治理取得阶段性成效，但细颗粒物削减趋势逐年减少，细颗粒物（PM_{2.5}）治理到达了瓶颈，需要更加有针对性地削减PM_{2.5}浓度，同时需要确定珠三角气溶胶的污染源和毒理及健康效应。

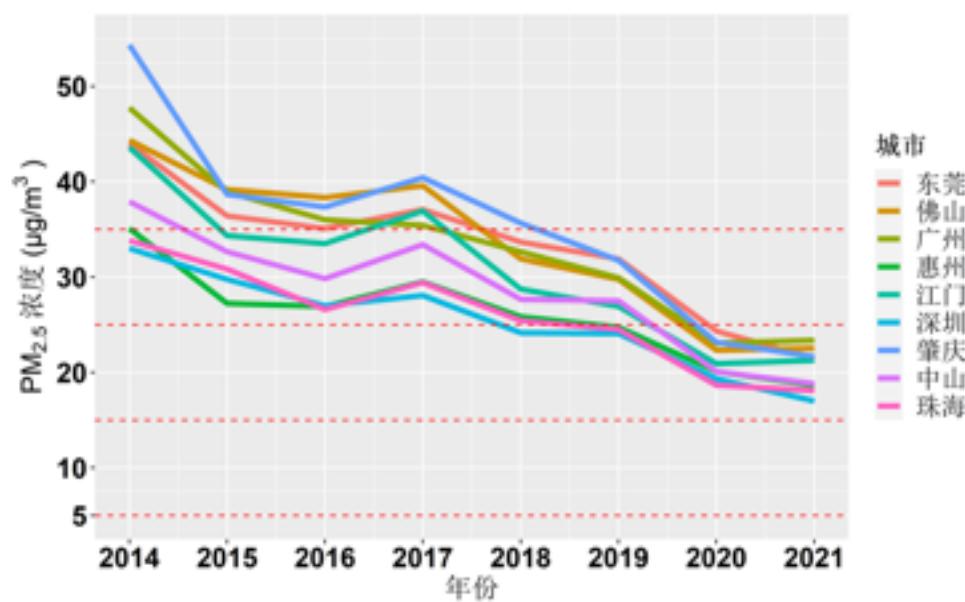


图 2. 珠三角九市 2014-2021 年（11月）细颗粒物变化趋势

精细源解析能够将颗粒物以污染来源分开讨论，自上而下地评价颗粒物总的毒性以及每个污染源的毒性贡献。

迄今为止，由空气污染带来的公共卫生影响的评估主要集中在单一污染物上，在我国，大量的关于空气污染的流行病学研究基于污染物总的浓度指标（PM_{2.5}、SO₂、O₃等）进行的评估。暴露于颗粒物后导致的毒理效应，其精细成分和机制尚未研究。大气中的有机物与无机物组成非常复杂，将所有的单一污染物分离出来评估毒性是不现实的，且毒害物间产生联合毒性让单一污染物毒理评估无法代表全污染物毒性，故依据传统的毒理学分析将无法全面的评估颗粒物对人体的健康效应；应将颗粒物分类为可操作性的定义，以一个整体的方向去评估。精细源解析能够将颗粒物以污染来源分开讨论，自上而下地评价颗粒物总的毒性以及每个污染源的毒性贡献，最后将它们和流行病学数据结合，找到可能的毒性影响机制解释，并给出最优控污染源。这将有助于区域空气污染减排，为今后政府控制污染源提供科学依据，为颗粒物毒性效应评价提供基础数据。

参考文献

- 1.Liu, C.; Chen, R.; Sera, F.; Vicedo-Cabrera, A. M.; Guo, Y.; Tong, S.; Coelho, M.; Saldiva, P. H. N.; Lavigne, E.; Matus, P.; Valdes Ortega, N.; Osorio Garcia, S.; Pascal, M.; Stafoggia, M.; Scortichini, M.; Hashizume, M.; Honda, Y.; Hurtado-Diaz, M.; Cruz, J.; Nunes, B.; Teixeira, J. P.; Kim, H.; Tobias, A.; Iniguez, C.; Forsberg, B.; Astrom, C.; Ragettli, M. S.; Guo, Y. L.; Chen, B. Y.; Bell, M. L.; Wright, C. Y.; Scovronick, N.; Garland, R. M.; Milojevic, A.; Kysely, J.; Urban, A.; Orru, H.; Indermitte, E.; Jaakkola, J. J. K.; Ryti, N. R. I.; Katsouyanni, K.; Analitis, A.; Zanobetti, A.; Schwartz, J.; Chen, J.; Wu, T.; Cohen, A.; Gasparrini, A.; Kan, H., Ambient Particulate Air Pollution and Daily Mortality in 652 Cities. *N Engl J Med* 2019, 381, (8), 705-715.
- 2.Li, X.; Jin, L.; Kan, H., Air pollution: a global problem needs local fixes. *Nature* 2019, 570, (7762), 437-439.
- 3.Hu, F.; Guo, Y., Health impacts of air pollution in China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 2020, 15, (4).
- 4.Jin, L.; Luo, X.; Fu, P.; Li, X., Airborne particulate matter pollution in urban China: a chemical mixture perspective from sources to impacts. *National Science Review* 2017, 4, (4), 593-610.

典型燃烧源的氯化石蜡排放特征及其环境影响

马建初



氯化石蜡 (CPs) 是经人工合成的复杂含氯烷烃，其结构通式为 $C_nH_{2n+2-x}Cl_x$ 。CPs含碳原子数为10~38，按碳链长度可分为超短链氯化石蜡(<C₁₀, vSCCPs)、短链氯化石蜡 (C₁₀-C₁₃, SCCPs) 、中链氯化石蜡 (C₁₄-C₁₇, MCCPs) 和长链氯化石蜡 (>C₁₇, LCCPs)。自1980以来，人们就陆续开展了对SCCPs的环境行为、归趋及其健康风险的研究。相关研究表明SCCPs具有与POPs相似的持久性、毒害性、生物蓄

积性和长距离迁移能力。在2017年时，SCCPs被正式列入到《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》的附件A中。除此之外，对vS-、M-和LCCPs的研究均表明了这三类CPs具有与SCCPs类似的危害性，需要加以管控。Glüge等根据已有的MCCPs代谢研究，推断出含氯量超过46%的MCCPs大多具有持久性，Yuan等在2001至2003年采集到的格林兰鲨体内检测出了vSCCPs和LCCPs，表明这两类具有长距离迁移能力且

早已到达北极区域，是一类全球性的环境污染物。目前美国环境保护署、加拿大环境与卫生部、欧盟和欧洲化学品管理局(ECHA)已经将MCCPs纳入环境健康风险评估名单。

CPs具有良好热稳定性和化学稳定性，因此常被用作金属加工润滑剂、增塑剂、涂料、皮革加脂剂以及聚酯泡沫添加剂。自1930年起，CPs就开始被生产并运用于工业中。在1944年至1977年间，美国是主要的CPs主要生产国和消费国，在这个时期美国的CPs年产量约为2~3.5万立方吨。我国于1950年后开始生产CPs，但该时期我国的产量和使用量并不大，在1980年时年产量仅为1.8kt。然而随着进入21世纪以来，我国的CPs产量和使用量飞速上升并逐渐成为CPs的主要生产国和消费国，在2000年时，我国的CPs年使用量达到50kt。图1为Glüge等估算的1935-2015年间CPs的产量，在2015年时全球CPs总产量超过100万吨。然而由于对SCCPs的禁用，工业市场转而生产MCCPs和LCCPs用以替代SCCPs，导致MCCPs和LCCPs产量猛增，目前MCCPs和LCCPs的产量均已超过SCCPs。

目前中国约有100家CP生产商，2017年其总生产能力和产量分别达到190kt和100kt，产品主要有CP-42、CP-52和CP-70，主要用于以下五个行业：聚氯乙烯、橡胶和其他塑料、密封剂和粘合剂、金属加工润滑剂和皮革加工油脂液。

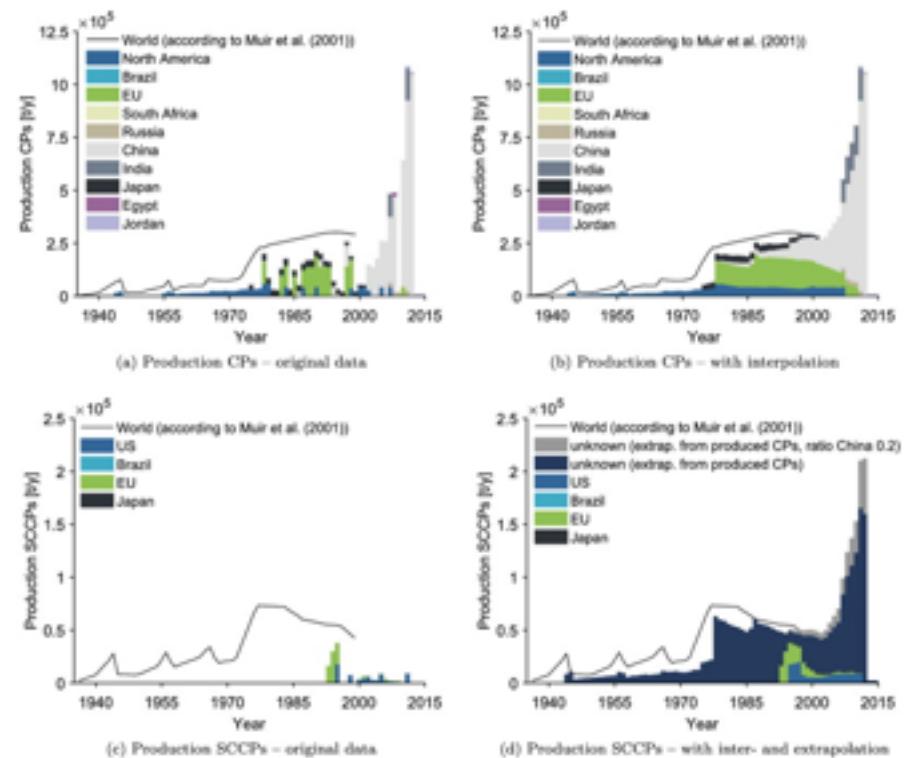


图1. 1935-2015年间CPs及SCCPs估算排放量

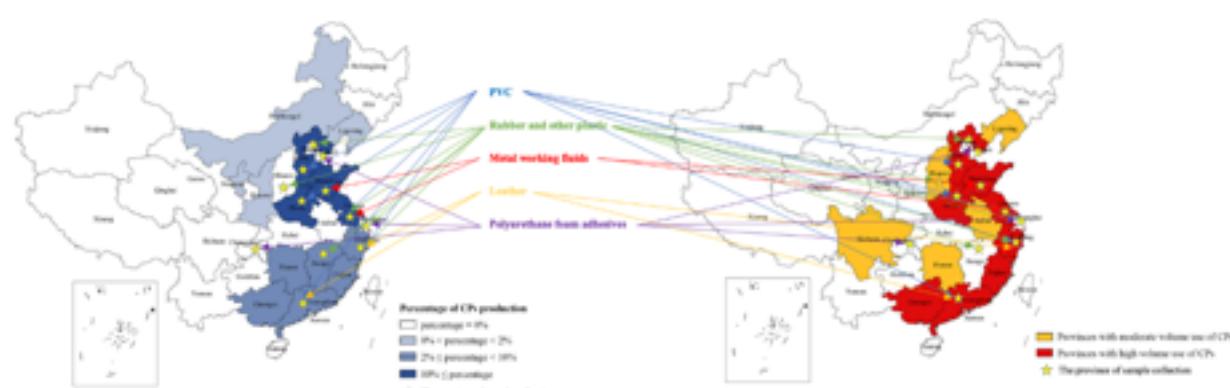


图2. 我国CPs生产和使用分布

针对vSCCPs和LCCPs的排放估算研究较少，vSCCPs和LCCPs的排放清单和环境污染水平等方面的研究仍十分迫切。

CPs作为一种应用广泛的工业原材料，对环境的污染主要来自于其生产、使用、运输过程的漏逸和废气排放，以及生产事故中的释放，目前尚未发现除人为源以外的任何天然来源。PVC、粘合剂和橡胶的生产和使用以及金属加工应用是环境中CPs的主要来源。由于应用广泛且产量巨大，CPs的释放量远高于其他POPs。在1935-2012年，释放至空气、地表水和土壤的SCCPs质量分别为0.169-4.14、0.166-10.5和0.946-8.1万吨。此外，据估算在2018年和2019年间，中国的环境中接收的SCCPs分别为3.9和4.2kt，MCCPs分别为3.8和4.1kt。但针对vSCCPs和LCCPs的排放估算研究较少，vSCCPs和LCCPs的排放清单和环境污染水平等方面的研究仍十分迫切。

大气

大气环境是CPs重要的储库和传输介质。SCCPs通常吸附在粒径为0.32-0.56 μm 的颗粒上，但Cl₅-Cl₁₀的SCCPs倾向于吸附在粒径小于1.8 μm 的颗粒上。MCCPs则吸附在粒径1.0-1.8 μm 之间的颗粒，且碳原子个数越大的MCCPs越倾向于吸附在粒径小于1.8 μm 的颗粒上。大气中的CPs浓度根据地区的CPs生产和使用量分布呈现巨大的差异性。目前我国大气中SCCPs的浓度范围约为13.5-1442ng/m³，其中在CPs产量和用量较大的大连、深圳、山东、珠三角及长三角地区，大气中SCCPs的浓度范围分别为21.7-78、1.11-39.8、81.7-316.3、2.01-106以及6.1-63ng/m³。相比而言，CPs产量和用量较小的地区其大气中CPs的浓度也较小。Wu等测得了青海色季拉山至西藏拉萨地区的SCCPs的大气浓度分别为130-1300和1100-14440pg/m³。与其它国家相比，我国大气中CPs的浓度较高。Wei等总结近几年的数据，发现亚洲地区大气中的CPs平均浓度超过欧洲和美国的

水平，其中中国大气中的SCCPs水平最高($0.95\text{-}517\text{ng/m}^3$)，其次是印度($ND\text{-}47.4\text{ng/m}^3$)、巴基斯坦($0.37\text{-}14.2\text{ng/m}^3$ 、日本($0.28\text{-}14.2\text{ng/m}^3$)和韩国($0.41\text{-}8.9\text{ng/m}^3$)。

土壤

土壤是CPs最重要的储库。SCCPs在沉积物中的半衰期超过1年，考虑到M/LCCPs具有类似的性质，因此推测M/LCCPs也具有类似的半衰期。含有2个以上的氯原子的SCCPs倾向于分配在土壤中，大气沉降是土壤中CPs的主要来源。根据Aamir等对中国农田中SCCPs的土壤剖面调查，SCCPs在表层土壤中的浓度为 $39\text{-}1609\text{ ng/g(dw)}$ ，低氯化度(Cl_{5-7})和碳链长度10-13的CPs更易累积在土壤深层。此外，土壤表层的CPs浓度还与排放源的距离有关。Xu等在台州市电子垃圾拆解中心5公里范围内采集土壤样品，观测到样品中SCCPs的含量为 $68.5\text{-}2.20\times 10^5\text{ng/g(dw)}$ ，远高于背景水平，表明SCCPs与电子废物污染密切相关。Wang等分析了华北地区130个典型城市土壤样品，发现SCCPs、MCCPs的浓度范围分别为 $19\text{-}1456\text{ng/g}$ (平均 234ng/g)和 $<10\text{-}385\text{ng/g}$ (平均 54ng/g)，其中工业区和生活垃圾处理场附近的土壤样品中CPs含量较高，与先前的研究结果符合。

水体

CPs作为一种低水溶性疏水化合物，其在水中浓度通常低于检测限。Zhang等人的研究表明，中国在2010—2014年SCCPs向水体中的排放量为 2189.07t ，最大排放源来自金属加工业，并且集中在东部较发达地区。上海淡水水系中SCCPs和MCCPs的浓度范围分别为 $15.0\text{-}1640\text{ng/L}$ 和 $40.3\text{-}3870\text{ng/L}$ ，其中黄浦江中SCCPs的水平高于北京的河水(SCCPs浓度范围为 $77\text{-}652\text{ng/L}$ ，平均值： 457ng/L)和湖水(SCCPs浓度范围 $<\text{LOD}\text{-}377\text{ng/L}$ ，平均值： 124ng/L)，但是和珠江口海水中SCCPs水平相当(SCCPs浓度范围 $180\text{-}460\text{ng/L}$ ，平均值： 270ng/L)。中国东海近海中SCCPs的浓度范围为 $5.8\text{-}85.2\text{ng/g}$ (中位值： $34.6\pm 17.3\text{ng/g}$)。

污水处理厂排出的废水被认为是天然水体中CPs的重要来源。Zeng等人通过比对污水处理厂和污水接受湖的水样，发现湖水水样中SCCPs的浓度处于较高水平($162\text{-}176\text{ng/L}$;平均

值:169ng/L), 且与污水处理厂水样中SCCPs的组成剖面相似, 表明污水处理厂是湖水中SCCPs的重要来源。Wang等调查接收污水处理厂的人工湿地系统的CPs赋存情况时, 检测到进水中CPs的浓度分布分别为MCCPs (35-217ng/L) 、SCCPs (37-128 ng/L) 和LCCPs (11-83ng/L) , 且CPs的浓度水平和组成与该区域污水处理厂报导的CPs相近, 进一步表明污水处理厂排放的污水是天然水体中CPs的重要输入来源。

参考文献

- 1.Chen, C.; Chen, A.; Li, L.; Peng, W.; Weber, R.; Liu, J., Distribution and Emission Estimation of Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Chinese Products through Detection-Based Mass Balancing. *Environ Sci Technol* 2021, 55, (11), 7335-7343.
- 2.Gluge, J.; Wang, Z.; Bogdal, C.; Scheringer, M.; Hungerbuhler, K., Global production, use, and emission volumes of short-chain chlorinated paraffins - A minimum scenario. *Sci Total Environ* 2016, 573, 1132-1146.
- 3.Zhan, F.; Zhang, H.; Wang, J.; Xu, J.; Yuan, H.; Gao, Y.; Su, F.; Chen, J., Release and Gas-Particle Partitioning Behaviors of Short-Chain Chlorinated Paraffins (SCCPs) During the Thermal Treatment of Polyvinyl Chloride Flooring. *Environ Sci Technol* 2017, 51, (16), 9005-9012.
- 4.靳小平; 朱玉方; 徐卉桐; 谭煜; 买买提江·依米提; 何明宇, 废弃塑料降解与回收再利用研究进展. *工程塑料应用* 2021, 49, (09), 139-144.
- 5.Zhang, B.; Zhao, B.; Xu, C.; Zhang, J., Emission inventory and provincial distribution of short-chain chlorinated paraffins in China. *Sci Total Environ* 2017, 581-582, 582-588.
- 6.孔劲媛; 王昭; 张蕾, 我国润滑油暨基础油市场现状与发展预测. *润滑油* 2016, 31, (05), 1-5.
- 7.Kim, H. H.; Park, Y. H.; Han, K.; Jang, J. H.; Park, H. Y.; Seo, Y. S., Combustion and emission characteristics of a reprocessed used lubricating oil as a renewable fuel for boiler cold start-up operation. *Energy* 2021, 222, 119784.
- 8.Yuan, B.; Wang, Y.; Fu, J.; Zhang, Q.; Jiang, G., An analytical method for chlorinated paraffins and their determination in soil samples. *Chinese Science Bulletin* 2010, 55, (22), 2396-2402.
- 9.van Mourik, L. M.; Gaus, C.; Leonards, P. E. G.; de Boer, J., Chlorinated paraffins in the environment: A review on their production, fate, levels and trends between 2010 and 2015. *Chemosphere* 2016, 155, 415-428.
- 10.Wang, X.; Zhu, J.; Xue, Z.; Jin, X.; Jin, Y.; Fu, Z., The environmental distribution and toxicity of short-chain chlorinated paraffins and underlying mechanisms: Implications for further toxicological investigation. *Sci Total Environ* 2019, 695, 133834.
- 11.王亚麟; 王莹; 江桂斌, 短链氯化石蜡的分析方法、污染现状与毒性效应. *化学进展* 2017, 29, (09), 919-929.
- 12.Gluge, J.; Schinkel, L.; Hungerbuhler, K.; Cariou, R.; Bogdal, C., Environmental Risks of Medium-Chain Chlorinated Paraffins (MCCPs): A Review. *Environ Sci Technol* 2018, 52, (12), 6743-6760.

- 13.Yuan, B.; McLachlan, M. S.; Roos, A. M.; Simon, M.; Strid, A.; de Wit, C. A., Long-Chain Chlorinated Paraffins Have Reached the Arctic. *Environmental Science & Technology Letters* 2021, 8, (9), 753-759.
- 14.Yuan, B.; Muir, D.; MacLeod, M., Methods for trace analysis of short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins: Critical review and recommendations. *Anal Chim Acta* 2019, 1074, 16-32.
- 15.沈亮; 罗平; 张宇峰, 我国短链氯化石蜡产业现状及环境行为研究. *现代化工* 2016, 36, (03), 1-5+7.
- 16.Jiang, W.; Huang, T.; Mao, X.; Wang, L.; Zhao, Y.; Jia, C.; Wang, Y.; Gao, H.; Ma, J., Gridded emission inventory of short-chain chlorinated paraffins and its validation in China. *Environ Pollut* 2017, 220, (Pt A), 132-141.
- 17.Zellmer, S.; Heiserich, L.; Kappenstein, O.; Merkel, S.; Schulte, A.; Luch, A., MCCP: are medium-chain chlorinated paraffins of concern for humans? *Arch Toxicol* 2020, 94, (3), 955-957.
- 18.刘忠科; 雍奎刚; 武文; 高成凤; 贾冰茹, PVC塑料的性能与应用研究进展. *塑料科技* 2014, 42, (05), 128-131.
- 19.孙小东; 曹鼎; 胡倩倩; 姚文清; 李景虹; 冯拥军, 废弃塑料的化学回收资源化利用研究进展. *中国塑料* 2021, 35, (08), 44-54.
- 20.陈蕾; 高山雪; 徐一卢, 塑料添加剂向生态环境中的释放与迁移研究进展. *生态学报* 2021, 41, (08), 3315-3324.
- 21.徐淳; 徐建华; 张剑波, 中国短链氯化石蜡排放清单和预测. *北京大学学报(自然科学版)* 2014, 50, (02), 369-378.
- 22.安军信, 国内外润滑油市场现状及发展趋势分析. *合成润滑材料* 2021, 48, (01), 42-47.
- 23.周羽祥, 探讨国内车用润滑油销售渠道现状及发展趋势. *中国设备工程* 2020, (23), 229-230.
- 24.Li, Q.; Li, J.; Wang, Y.; Xu, Y.; Pan, X.; Zhang, G.; Luo, C.; Kobara, Y.; Nam, J. J.; Jones, K. C., Atmospheric short-chain chlorinated paraffins in China, Japan, and South Korea. *Environ Sci Technol* 2012, 46, (21), 11948-54.
- 25.张佩萱; 高丽荣; 宋世杰; 乔林; 徐驰; 黄帝; 王爽; 蒋思静; 郑明辉, 环境中短链和中链氯化石蜡的来源、污染特征及环境行为研究进展. *环境化学* 2021, 40, (02), 371-383.
- 26.Zhu, X.; Bai, H.; Gao, Y.; Chen, J.; Yuan, H.; Wang, L.; Wang, W.; Dong, X.; Li, X., Concentrations and inhalation risk assessment of short-chain polychlorinated paraffins in the urban air of Dalian, China. (1614-7499 (Electronic)).
- 27.Wang, Y.; Li J Fau - Cheng, Z.; Cheng Z Fau - Li, Q.; Li Q Fau - Pan, X.; Pan X Fau - Zhang, R.; Zhang R Fau - Liu, D.; Liu D Fau - Luo, C.; Luo C Fau - Liu, X.; Liu X Fau - Katsoyiannis, A.; Katsoyiannis A Fau - Zhang, G.; Zhang, G., Short- and medium-chain chlorinated paraffins in air and soil of subtropical terrestrial environment in the pearl river delta, South China: distribution, composition, atmospheric deposition fluxes, and environmental fate. (1520-5851 (Electronic)).
- 28.Niu, S.; Chen, R.; Zou, Y.; Dong, L.; Hai, R.; Huang, Y., Spatial distribution and profile of atmospheric short-chain chlorinated paraffins in the Yangtze River Delta. *Environ Pollut* 2020, 259, 113958.
- 29.Wu, J.; Gao, W.; Liang, Y.; Fu, J.; Gao, Y.; Wang, Y.; Jiang, G., Spatiotemporal Distribution and Alpine Behavior of Short Chain Chlorinated Paraffins in Air at Shergyla Mountain and Lhasa on the Tibetan Plateau of China. *Environmental Science & Technology* 2017, 51, (19), 11136-11144.
- 30.Wei, G. L.; Liang, X. L.; Li, D. Q.; Zhuo, M. N.; Zhang, S. Y.; Huang, Q. X.; Liao, Y. S.; Xie, Z. Y.; Guo, T. L.; Yuan, Z. J., Occurrence, fate and ecological risk of chlorinated paraffins in Asia: A review. *Environ Int* 2016, 92-93, 373-87.

- 31.Zhang, Z.; Kuramochi, H.; Osako, M., Predicted distribution of 16 short-chain chlorinated paraffins in air, water, soils and sediments. *Environmental Chemistry Letters* 2018, 17, (1), 515-520.
- 32.Aamir, M.; Yin, S.; Zhou, Y.; Xu, C.; Liu, K.; Liu, W., Congener-specific C10C13 and C14C17 chlorinated paraffins in Chinese agricultural soils: Spatio-vertical distribution, homologue pattern and environmental behavior. *Environ Pollut* 2019, 245, 789-798.
- 33.Xu, C.; Zhang, Q.; Gao, L.; Zheng, M.; Qiao, L.; Cui, L.; Wang, R.; Cheng, J., Spatial distributions and transport implications of short- and medium-chain chlorinated paraffins in soils and sediments from an e-waste dismantling area in China. *Sci Total Environ* 2019, 649, 821-828.
- 34.Huang, D.; Gao, L.; Qiao, L.; Cui, L.; Xu, C.; Wang, K.; Zheng, M., Concentrations of and risks posed by short-chain and medium-chain chlorinated paraffins in soil at a chemical industrial park on the southeast coast of China. *Environ Pollut* 2020, 258, 113704.
- 35.Wang, K.; Gao, L.; Zhu, S.; Liu, X.; Chen, Q.; Cui, L.; Qiao, L.; Xu, C.; Huang, D.; Wang, S.; Zheng, M., Short- and medium-chain chlorinated paraffins in soil from an urban area of northern China: Levels, distribution, and homolog patterns. *Sci Total Environ* 2021, 807, (Pt 2), 150833.
- 36.Muir, D.; Miaz, L. T., Spatial and Temporal Trends of Perfluoroalkyl Substances in Global Ocean and Coastal Waters. *Environ Sci Technol* 2021.
- 37.Zeng, L.; Wang, T.; Wang, P.; Liu, Q.; Han, S.; Yuan, B.; Zhu, N.; Wang, Y.; Jiang, G., Distribution and trophic transfer of short-chain chlorinated paraffins in an aquatic ecosystem receiving effluents from a sewage treatment plant. *Environ Sci Technol* 2011, 45, (13), 5529-35.