

赵曦,蔡晓伟,周梦杰,等.汽车新污染物识别清单、风险特征和管控建议[J].环境工程技术学报,2025,15(1):339-348.

ZHAO X,CAI X W,ZHOU M J,et al.Inventories, risk characteristics and management recommendations for emerging pollutants in vehicles[J].Journal of Environmental Engineering Technology, 2025, 15(1): 339-348.

汽车新污染物识别清单、风险特征和管控建议

赵曦¹,蔡晓伟¹,周梦杰¹,韦斯²

1.深圳市汉宇环境科技有限公司

2.南京大学环境学院

摘要 对比国内外相关管控清单,识别出汽车潜在的20大类共55种新污染物。按汽车材料分析,塑料材质零部件可能含有的新污染物种类最多,其次为橡胶、涂料和纺织品;涉及材料种类最多的新污染物为邻苯二甲酸酯(PAEs),其次为全氟和多氟烷基化合物(PFASs)、氯化石蜡(CPs)、壬基酚(NPs)和多环芳烃(PAHs)。风险特征分析结果显示,汽车内空气环境PAEs类的邻苯二甲酸二(α -乙基己基)酯(DEHP)的致癌风险值和PFASs类的全氟辛酸(PFOA)的非致癌风险值最高,DEHP的致癌风险最大值为 9.45×10^{-7} ,略低于美国国家环境保护局(US EPA)规定的基本值 1×10^{-6} ,PFOA的非致癌风险最大值为0.11,低于US EPA规定的基本值1。通过对国内外汽车有害物质管控的法规进行对比分析,总结了国内相关法规存在的不足。建议开展替代技术研究、制定无意痕量新污染物标准体系、制定汽车行业新污染物管控指南和建立汽车新污染物检测指标体系。

关键词 汽车;新污染物;清单;风险特征;管理建议

中图分类号:X503 文章编号:1674-991X(2025)01-0339-10 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20240446

Inventories, risk characteristics and management recommendations for emerging pollutants in vehicles

ZHAO Xi¹, CAI Xiaowei¹, ZHOU Mengjie¹, WEI Si²

1.Shenzhen Hanyu Environmental Science & Technology Co. Ltd.

2.School of Environment, Nanjing University

Abstract By comparing the relevant control inventories, 55 potential emerging pollutants across 20 vehicle categories were identified. Among various materials, plastic components were found to contain the most types of these pollutants, followed by rubber, coatings, and textiles. The most widespread emerging pollutants across materials are phthalates (PAEs), followed by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs), chlorinated paraffin (CPs), nonylphenols (NPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Risk characteristic analysis revealed that the carcinogenic risk from Bis(α -ethylhexyl) phthalate (DEHP) in vehicle indoor air has the highest value at 9.45×10^{-7} , which is below the U.S. Environmental Protection Agency (EPA) threshold of 1×10^{-6} . The non-carcinogenic risk of Pentadecafluorooctanoic acid (PFOA) has the highest value at 0.11, again lower than the EPA's threshold value of 1. A comparative analysis of domestic and international regulations on hazardous substances in vehicles highlighted the shortcomings of relevant Chinese laws and regulations. Some suggestions were finally provided, including conducting further research into alternative technologies, developing a standard system for unintentional trace emerging pollutants, formulating guidelines for emerging pollutants control in the vehicle industry, and establishing a detection index system for these pollutants in vehicles.

Key words vehicle; emerging pollutant; inventory; risk characteristics; management recommendation

新污染物(emerging pollutants, EPs)具有生物毒性、环境持久性、生物累积性等特征,主要来源于有毒有害化学物质的生产和使用^[1]。2022年5月

4日,国务院办公厅印发《新污染物治理行动方案》(国办发[2022]15号),要求加强产品中重点管控新污染物含量控制。汽车产品的组成材料种类繁多,

收稿日期:2024-07-02

基金项目:国家自然科学基金面上项目(22376092);国家重点研发计划项目(2023YFC3706601)

作者简介:赵曦(1982—),男,高级工程师,硕士,主要研究方向为新污染物生态环境风险评价及治理、固体废物和土壤污染防治,
zhaoxi5257@sina.com

其中的塑料和橡胶等非金属零部件含有多种阻燃剂、增塑剂、稳定剂、抗氧化剂和防水剂等,使得汽车含有微量或痕量新污染物^[2]。车辆使用期间,新污染物被缓慢释放到车内空气中,车内空间的长时间封闭使得这些物质不断积累并给驾驶员和乘车人的健康带来潜在风险。

车内空气质量与当地空气环境本底值、汽车材料、车辆使用习惯(开窗通风等)、空调系统状况、乘车人是否吸烟等因素都有关联^[3]。国内外尚未出台车内空气质量强制性管控法规,现行推荐性标准的执行依赖于车企自觉遵守。在汽车制造材料和零部件方面,国内外均出台了有害物质管控的相关法规。国内出台的汽车有害物质管控法规尚未形成完整体系,对多溴二苯醚(PBDEs)和多溴联苯(PBBs)的管控限值较为宽松。相比之下,欧盟的有害物质管控体系较为完善,相关法规修订频率非常高,例如《关于化学品注册、评估、授权和限制法案》(Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals, REACH 法规)附件 17 的限制物质已经增至 73 条;《持久性有机污染物法规》(Regulation on Persistent Organic Pollutants, POPs 法规)提高了 PBDEs 的标准,且对物品中的六溴环十二烷(HBCDs)、短链氯化石蜡(SCCPs)、全氟和多氟烷基物质(PFASs)等无意痕量污染物(UTC)的限值进行管控;拟新修订的《关于限制在电子电气设备中使用某些有害成分的指令》(Restriction of Hazardous Substances, ROHS 指令)将四溴双酚 A(TBBPA)和中链氯化石蜡(MCCPs)纳入标准。在当前欧盟委员会拟对进口自我国的电动汽车征收临时反补贴税大背景之下,这些法规体系形成了一道环境壁垒,使得国内汽车产品出口欧盟面临极大挑战。

目前,国内外已经开展的车内空气新污染物相关研究主要探索车内空气样本的气态和颗粒态污染物的采集方法,检测车内空气挥发性和半挥发性有机污染物的浓度水平,并将车内空气污染水平与其他室内空气污染水平进行对比评估。这些研究均采用空气采样泵对气态和颗粒态样本进行主动采样,分析的新污染物包括溴化阻燃剂、磷系阻燃剂、邻苯二甲酸酯、PFASs 等物质,并认为车内空气新污染物浓度一般高于住宅、办公室和医院等室内空气浓度^[4]。但是,鲜见对汽车不同材料和各种零部件所含有的新污染物种类进行识别的研究,也少见对汽车涉及的不同新污染物的风险特征进行对比评估。现有研究识别的新污染物种类仅限于几种常见的阻燃剂和增塑剂,已经不能支撑对汽车涉及的一些新关

注新污染物如德克隆(DP)、氯化石蜡(CCPs)、壬基酚类(NPs)、环状挥发性甲基硅氧烷(cVMSs)的风险评估和汽车新污染物的优先管控。

本研究根据最新管控清单和名录对汽车按照整车和不同材料或零部件进行新污染物全面识别,以全面扩宽汽车新污染物研究的类别范畴,建立汽车新污染物风险评估模型对汽车新污染物的风险进行评估,对国内外汽车有害物质相关管控法规开展对比分析,在此基础上有针对性地提出汽车新污染物管控的相关建议,以期在汽车制造行业原辅材料的环境风险控制及全过程的新污染物管控提供技术支持。

1 研究方法

1.1 新污染物识别范围与数据来源

以《重点管控新污染物清单(2023 年版)》《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》《优先控制化学品名录》(第一批/第二批)、《第一批化学物质环境风险优先评估计划》和欧盟 REACH 法规附件 17 作为新污染物筛查范围,通过文献搜索统计,对汽车新污染物进行识别,并对文献报道的车内空气新污染物浓度数据进行风险评估。

1.2 汽车室内空气风险值计算方法

根据 WS/T 777—2021《化学物质环境健康风险评估技术指南》与 US EPA 的健康风险评估框架,参考文献对暴露量计算参数的取值^[5],建立车内新污染物的健康风险评估模型如下。

日均呼吸暴露量(IE):

$$IE = G_g \times E_t \times E_f \times E_a \times IR / (365 \times A \times BW) \quad (1)$$

日均口服暴露量(OE):

$$OE = G_p \times E_t \times E_f \times E_a \times IR / (365 \times A \times BW) \quad (2)$$

致癌风险(H)计算模型:

$$H = (IE + OE) \times P_f \quad (3)$$

非致癌风险(Hn)计算模型:

$$Hn = (IE + OE) / RfD \quad (4)$$

式中: G_g 为物质气态暴露浓度, mg/m^3 ; G_p 为物质颗粒态暴露浓度, mg/m^3 ; E_t 为日均暴露时间, h/d , 取 2 h/d ; E_f 为暴露频率, d/a , 取 250 d/a ; E_a 为暴露持续年份, a , 取 40 a ; IR 为平均呼吸速率, m^3/h , 取 1.01 m^3/h ; A 为平均寿命, a , 取 75 a ; BW 为平均体重, kg , 取 65 kg ; IE 为日均呼吸暴露量, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; OE 为日均口服暴露量, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$; P_f 为致癌因子, $\text{kg} \cdot \text{d}/\text{mg}$, 取值来源于 US EPA; RfD 为参考剂量, $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$, 取值来源于 US EPA。 H 为致癌风险, 根据 US EPA 健康风险评估方法^[6], $H < 1 \times 10^{-6}$, 不存在致癌风险;

$1 \times 10^{-6} \leq H < 1 \times 10^{-4}$, 存在一定致癌风险; $H \geq 1 \times 10^{-4}$, 存在较高致癌风险。Hn 为非致癌风险, $Hn < 1$, 不存在非致癌健康风险, $Hn \geq 1$, 存在非致癌健康风险。

2 汽车新污染物识别与风险特征

2.1 汽车整车新污染物识别清单

识别出汽车可能涉及的 20 类共 55 种新污染物(表 1)。在这些物质中, PAEs、PFASs、壬基酚(NPs)和环状挥发性甲基硅氧烷(cVMSs)等均为近年来新

污染物研究热点。

2.2 不同材料的新污染物清单

汽车产品包括整车、零部件、包装、玻璃水、油液、润滑剂、灭火器等。汽车材料组成包括 65%~70% 的钢铁、10%~15% 的有色金属、8%~10% 的塑料、4%~5% 的橡胶、1%~2% 的玻璃以及约 5% 的其他物质(如纺织品、皮革、油类、电瓶、电子元器件等)^[21]。汽车塑料零部件主要包括内饰件、外饰件和其他结构功能件; 橡胶零部件主要包括轮胎、胶管、

表 1 汽车整车新污染物识别清单

Table 1 Inventories for emerging pollutants in vehicles

| 类别 | 新污染物名称 | 管控清单 | | | | | 主要功能 | 识别依据 |
|-------------------|---|------------|---------|-----------|----------------|------------------|---------|---|
| | | 重点管控新污染物清单 | 斯德哥尔摩公约 | 优先控制化学品名录 | 化学物质环境风险优先评估计划 | 欧盟 REACH 法规附件 17 | | |
| 多溴二苯醚(PBDEs) | 十溴二苯醚 | 是 | 是 | 是 | 否 | 否 | 阻燃剂 | GB/T 30512—2014、文献[7] |
| | 六溴二苯醚、七溴二苯醚、四溴二苯醚、五溴二苯醚 | 否 | 是 | 否 | 否 | 否 | | |
| 多溴联苯(PBBs) | 多溴联苯(PBBs) | 否 | 否 | 否 | 否 | 是 | 阻燃剂 | |
| 六溴环十二烷(HBCDs) | 六溴环十二烷(HBCDs) | 是 | 是 | 否 | 否 | 否 | 阻燃剂 | 文献[8] |
| 四溴双酚A(TBBPA) | 四溴双酚A(TBBPA) | 否 | 否 | 否 | 否 | 待 | 阻燃剂 | 文献[8] |
| 有机磷阻燃剂(PFRs) | 三(2,3-二溴丙基)磷酸盐(TBIS) | 否 | 否 | 否 | 是 | 是 | 阻燃剂、增塑剂 | T/ZTCA 0.11.1—2022、文献[9-14] |
| | 磷酸三(2-氯乙基)酯(TCEP) | 否 | 否 | 是 | 否 | 否 | | |
| | 磷酸三(二甲苯)酯(TXP) | 否 | 否 | 否 | 是 | 否 | | |
| 多氯联苯(PCBs) | 多氯联苯(PCBs) | 是 | 是 | 否 | 否 | 否 | 阻燃剂 | 文献[3] |
| 德克隆(DP) | 德克隆(DP) | 是 | 是 | 否 | 否 | 否 | 阻燃剂 | |
| 氯化石蜡(CPs) | 短链氯化石蜡(SCCPs) | 是 | 是 | 是 | 否 | 否 | 阻燃剂、增塑剂 | T/ZTCA 0.11.1—2022 |
| | 中链氯化石蜡(MCCPs) | 否 | 待 | 否 | 否 | 待 | | |
| 邻苯二甲酸酯(PAEs) | 邻苯二甲酸二辛酯(DNOP)、邻苯二甲酸二异葵酯(DIDP)、邻苯二甲酸二异壬酯(DINP) | 否 | 否 | 否 | 是 | 是 | 增塑剂 | T/ZTCA 0.11.1—2022、日本JAMA自主指南、文献[15-16] |
| | 邻苯二甲酸二(α-乙基己基)酯(DEHP)、邻苯二甲酸二丁酯(DBP)、邻苯二甲酸丁苄酯(BBP)、邻苯二甲酸二异丁酯(DIBP) | 否 | 否 | 否 | 是 | 否 | | |
| 全氟和多氟烷基化合物(PFASs) | 全氟辛酸(PFOA)、全氟辛基磺酸(PFOS) | 是 | 是 | 是 | 否 | 是 | 防水剂 | 文献[17-20] |
| | 全氟己烷磺酸(PFHxS) | 是 | 是 | 否 | 否 | 否 | | |
| | 全氟壬酸(PFNA) | 否 | 否 | 否 | 是 | 是 | | |
| 壬基酚(NPs) | 壬基酚(NP) | 是 | 否 | 是 | 否 | 是 | 乳化剂、稳定剂 | T/ZTCA 0.11.1—2022 |
| | 壬基酚聚氧乙烯醚(NPEO) | 否 | 否 | 是 | 否 | 是 | | |
| 多环芳烃(PAHs) | 多环芳烃(PAHs) | 否 | 否 | 是 | 否 | 是 | 无意产生 | CAB 1025—2013 |
| 紫外线吸收剂 | UV-328 | 否 | 是 | 否 | 是 | 否 | 稳定剂、防护剂 | T/ZTCA 0.11.1—2022 |
| | UV-320、UV-327 | 否 | 否 | 否 | 是 | 否 | | |
| 芳香胺(AAs) | 邻甲苯胺 | 否 | 否 | 是 | 否 | 否 | 染料制备 | QB-T 4043—2010 |
| | 2-萘胺 | 否 | 否 | 否 | 否 | 是 | | |

(续表 1)

| 类别 | 新污染物名称 | 管控清单 | | | | | 主要功能 | 识别依据 |
|-------------------|--|------------|---------|-----------|----------------|------------------|---------|------|
| | | 重点管控新污染物清单 | 斯德哥尔摩公约 | 优先控制化学品名录 | 化学物质环境风险优先评估计划 | 欧盟 REACH 法规附件 17 | | |
| 氯代烃类 | 二氯甲烷、三氯甲烷 | 是 | 否 | 是 | 否 | 是 | 溶剂 | |
| | 三氯乙烯 | 否 | 否 | 是 | 否 | 否 | | |
| | 1,2-二氯乙烷 | 否 | 否 | 否 | 是 | 否 | | |
| | 1,1,2,2-四氯乙烷 | 否 | 否 | 否 | 是 | 是 | | |
| | 氯乙烯、1,1-二氯乙烷、1,1,2-三氯乙烷、1,1,1,2-四氯乙烷、五氯乙烷、六氯乙烷、1,4-二氯苯、三氯苯 | 否 | 否 | 否 | 否 | 是 | | |
| 环状挥发性甲基硅氧烷(cVMSs) | 八甲基环四硅氧烷(D4)、十甲基环五硅氧烷(D5)、十二甲基环己硅氧烷(D6) | 否 | 待 | 否 | 否 | 是 | 润滑剂、绝缘剂 | |
| 硝基苯类 | 2,4-二硝基甲苯 | 否 | 否 | 是 | 否 | 是 | 染料制备 | |
| 双酚类 | 双酚A(BPA) | 否 | 否 | 否 | 是 | 是 | 稳定剂 | |
| 卡拉花醛 | 卡拉花醛 | 否 | 否 | 否 | 是 | 否 | 柔顺剂 | |
| 有机锡化合物 | 三丁基锡化合物 | 否 | 否 | 否 | 是 | 是 | 防腐剂 | |

T/ZTCA 0.11.1—2022

注:表中标准名称为,GB/T 30512—2014《汽车禁用物质要求》;T/ZTCA 0.11.1—2022《汽车行业重点管控化学物质 第1部分 应用指南》;CAB 1025—2013《汽车塑料(注塑)脚垫》;QB-T 4043—2010《汽车用聚氯乙烯人造革》。

胶带、密封条、减震元件和安全气囊等。根据相关文献^[3,7-20]进行汇总分析,塑料零部件可能含有的新污染物种类最多,其次为橡胶、涂料和纺织品(表 2)。在新污染物方面,涉及材料种类最多的新污染物为

PAEs,其次为 PFASs、CPs、NPs 和 PAHs。

因欧盟“循环要求”新法提案要求车辆使用再生塑料,国外多家汽车制造商已公布再生塑料使用计划,拟用海洋塑料和塑料瓶再生的塑料生产汽车内

表 2 汽车不同材料可能含有的新污染物清单

Table 2 Inventories for emerging pollutants contained in different materials of vehicles

| 新污染物大类 | 塑料 | 橡胶 | 纺织品 | 皮革 | 电子元器件 | 涂料 | 粘合剂 | 沥青板 | 机油 | 溶剂 |
|-------------------|----|----|-----|----|-------|----|-----|-----|----|----|
| 多溴二苯醚(PBDEs) | √ | √ | | | √ | √ | | | | |
| 多溴联苯(PBBs) | √ | √ | | | √ | √ | | | | |
| 六溴环十二烷(HCBDS) | √ | √ | √ | | | | | | | |
| 四溴双酚A(TBBPA) | √ | √ | | | √ | √ | | | | |
| 磷酸三(2-氯乙基)酯(TCEP) | √ | √ | √ | | | | | | | √ |
| 多氯联苯(PCBs) | | | | | √ | | | | | |
| 德克隆(DP) | √ | | | | | | √ | | | |
| 氯化石蜡(CCPs) | √ | √ | √ | √ | √ | √ | | | | |
| 邻苯二甲酸酯(PAEs) | √ | √ | √ | √ | √ | √ | √ | | | |
| 全氟和多氟烷基化合物(PFASs) | √ | | √ | √ | √ | √ | | | | √ |
| 壬基酚类(NPs) | √ | | √ | | √ | √ | √ | | | √ |
| 多环芳烃(PAHs) | √ | √ | | √ | | √ | | √ | | √ |
| 紫外线吸收剂(UV-328等) | √ | √ | | | | √ | | | | |
| 芳香胺(AAs)(邻甲苯胺等) | | | | √ | | √ | | | | |
| 氯代烃类(二氯甲烷、三氯甲烷等) | | | | | | | | | | √ |
| 环状挥发性甲基硅氧烷(cVMSs) | | √ | | | | | √ | | | |
| 硝基苯类(2,4-二硝基甲苯) | √ | | | | | | | | | |
| 双酚A(BPA) | √ | | √ | | √ | | | | | |
| 卡拉花醛 | | | √ | | | | | | | |
| 有机锡化合物 | √ | | √ | √ | | √ | | | | |

饰、座椅、地垫、地毯和保险杠等部件。然而值得关注的是,新污染物可以经过塑料回收重新进入塑料制品流中积累,有研究发现报废电子产品中 PBDEs 有 22% 经回收进入塑料,一些本已被淘汰的 PBDEs 也在塑料制品中被检出^[22]。也有研究表明进口再生塑料中 BPA 和二氯甲烷等新污染物浓度较高^[23]。因此,再生塑料的使用将使汽车含有的新污染物成分变得更为复杂。

2.3 汽车新污染物风险特征

对国内外文献报道汽车内气态和颗粒态样本的 PBDEs、PFRs、PAEs、PFASs 和 PCBs 等新污染物含量测定的结果^[7,15-20,24-33]进行了统计,对其中有 P_f 或 RfD 参数的单体,采用 1.2 节的风险值计算方法,用式(3)计算致癌风险,用式(4)计算非致癌风险(表 3)。

结果显示(图 1),汽车内空气环境 PAEs 类的 DEHP 致癌风险最高,为 9.45×10^{-7} , 低于 US EPA 规定的致癌风险基本值 1×10^{-6} 。PFASs 类的 PFOA 的非致癌风险最高,为 0.11, 低于 US EPA 规定的非致癌风险基本值 1。以上结果表明,现有已开展车内空气检测的汽车新污染物风险值尚不会导致致癌风险

和非致癌风险,但已经接近临界值,DEHP 和 PFOA 的长时间和高浓度暴露仍存在超过风险控制值的可能,需要进行重点关注和管控。

DEHP 的致癌风险相比 PCBs 较高的主要原因在于其最大浓度高出 PCBs 6~7 个数量级且远高于十溴二苯醚(BDE209)。作为常用的增塑剂,DEHP 在汽车材料中仍大量存在,而 PCBs 则因《斯德哥尔摩公约》管控而早已禁用多年,现有材料中无意痕量污染的含量已经很低,BDE209 虽然也已被禁用,但禁用时间不长,在一些循环使用的再生材料中仍有一定含量。PFOA 的非致癌风险高于 DEHP、BDE209 和 TCEP 在于其生物毒性较大,虽然其浓度低于 DEHP、BDE209 和 TCEP,但其非致癌参考剂量 RfD 远低于 DEHP、BDE209 和 TCEP,因此其风险值最大。

值得注意的是,以上风险值是依据现有开展检测的数据进行评估的结果,大部分数据为单日内短期数据,而车辆的新旧程度、使用习惯、空调系统状况等均会影响车内空气质量,因此不能反映车内新污染物的长期浓度值及其波动情况;现有报道的检

表 3 汽车内空气环境新污染物健康风险

Table 3 Health risks of emerging pollutants in vehicles

| 类别 | 新污染物 | 气态含量/(ng/m ³) | 颗粒态含量/(ng/m ³) | P_f /(kg·d/mg) | RfD/(mg/(kg·d)) | 致癌风险(H) | 非致癌风险(Hn) |
|-------|--------|---------------------------|----------------------------|------------------|--------------------|---|---|
| PBDEs | BDE209 | ND | 0.122~190 | 0.000 7 | 0.007 | 9.11×10^{-13} ~ 1.42×10^{-9} | 1.86×10^{-7} ~ 2.90×10^{-4} |
| PFRs | TCEP | 4.3~9.4 | 0.18~71 | — | 2.2 | — | 1.64×10^{-8} ~ 3.90×10^{-7} |
| PAEs | DEHP | 1 757~1 799 | 2 817~4 527 | 0.014 0 | 0.02 | 6.83×10^{-7} ~ 9.45×10^{-7} | 2.44×10^{-3} ~ 3.38×10^{-3} |
| PFASs | PFOA | 0.001 2~0.790 0 | 0.000 05~0.014 | — | 2×10^{-8} | — | 1.67×10^{-4} ~0.11 |
| PCBs | PCBs | ND | 0.007~0.009 62 | 2 | — | 1.49×10^{-11} ~ 2.05×10^{-10} | — |

注: ND表示未检出;—表示无数据, US EPA未发布该值。

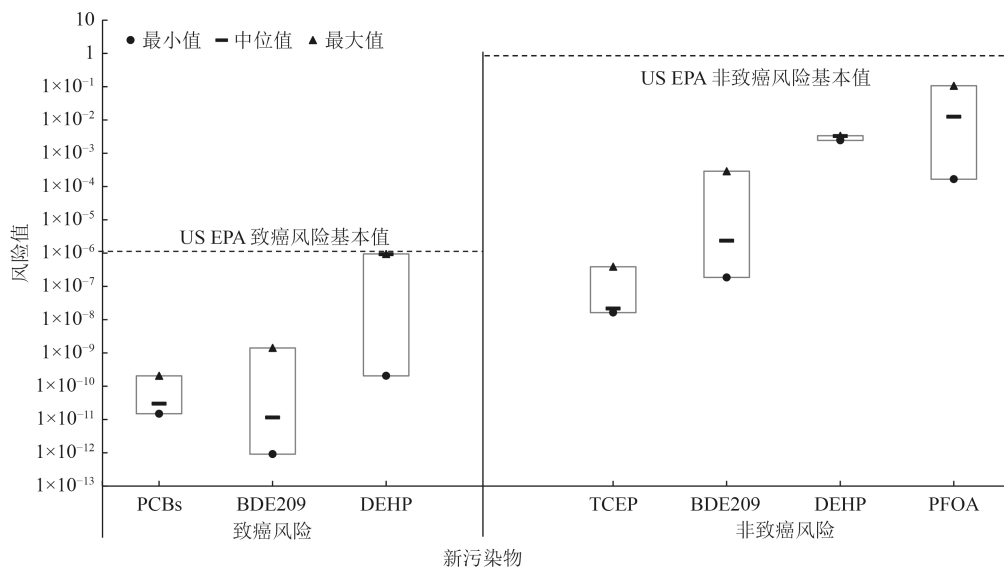


图 1 汽车内空气新污染物健康风险

Fig.1 Health risks of emerging pollutants in vehicles

测数据来源的地理位置较为分散,本文计算出的 PFOA 非致癌风险最大值和 DEHP 致癌风险最大值分别基于英国和中国杭州的研究数据,且未报道相应汽车品牌;部分开展了检测的新污染物如 D4、D5、D6 等 cVMSs,以及 PFASs、PAEs 和 PBDEs 中除本文研究的物质以外的单体尚未有 P_f 或 RfD 风险参数;部分类别新关注新污染物如 DP、SCCPs 和 NPs 等在车内空气中的检测尚未见报道。以上不足之处说明在汽车新污染物领域缺少系统性的采样检测和调查研究,需要在后续的研究中进一步解决。

3 汽车有害物质管控要求

3.1 国内外汽车有害物质管控有关法规

汽车有毒有害物质管控法规可分为行业法规、化学物质管控法规以及配件产品法规(表 4)。行业法规主要包括对汽车有害物质含量提出的法规,例如欧盟的《报废车辆指令》(End-of-life Vehicle, ELV 指令)等。化学物质管控法规主要包括《斯德哥

尔摩公约》、欧盟 REACH 法规、欧盟 POPs 法规、美国《有毒物质控制法》(Toxic Substances Control Act, TSCA 法规)和日本《化学物质审查及制造管理法》(Chemical Substance Control Law, CSCL 化审法)等。配件产品法规主要是对电子产品、电池等的法规,例如欧盟 ROHS 指令和电池指令等。欧盟对汽车有害物质管控的法规体系完整,不同指令和法规之间互补性强,对国内相关法规的完善有较好的可借鉴性。

3.2 欧盟汽车有害物质管控相关要求和进展

欧盟的 ELV 和 RRR 指令直接管控汽车有害物质含量。2023 年 7 月 13 日,欧盟公布《车辆设计和报废车管理的循环要求》提案(简称“循环要求”新法提案),拟取代现行 ELV 及 RRR 指令。根据“循环要求”新法提案,要求保持与 REACH 和 POPs 法规的关联性,尽可能减少车辆关注物质使用;每个车型再生塑料使用比例不低于 25%。

欧盟 REACH 法规、POPs 法规和 ROHS 指令直

表 4 国内外汽车有害物质管控相关法规清单

Table 4 List of domestic and foreign regulations on the control of hazardous substances in vehicles

| 国家(地区、组织) | 主要法规 | 法规/标准号 | 官方网址 |
|-----------|-----------------------------|-----------------|---|
| 中国 | 汽车有害物质和可回收利用率管理要求 | 工信部第38号 | https://www.miit.gov.cn/zwgk/zwj/wjfb/gg/art/2020/art_745a104110de4f9eb158528269ca19b3.html |
| | 汽车禁用物质要求 | GB/T 30512—2014 | https://openstd.samr.gov.cn/bzgk/gb/newGbInfo?hcno=4BEFC13C210FD77470C530F676879C6B |
| | 重点管控新污染物清单(2023年版) | — | https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk02/202212/t20221230_1009167.html |
| | 电子信息产品污染控制管理办法 | — | https://www.gov.cn/gongbao/content/2007/content_564130.htm |
| 欧盟 | 报废车辆指令(ELV) | 2000/53/EC | http://data.europa.eu/eli/dir/2000/53/oj |
| | 汽车再使用、再利用和再回收利用认证(RRR) | 2005/64/EC | http://data.europa.eu/eli/dir/2005/64/2009-02-03 |
| | 化学品注册、评估、授权和限制法规(REACH) | 1907/2006/EC | http://data.europa.eu/eli/reg/2006/1907/2024-06-06 |
| | 关于物质和混合物分类、标签的法规(CLP) | 1272/2008/EC | https://echa.europa.eu/regulations/clp/legislation |
| | 持久性有机污染物(POPs)法规 | 2019/1021/EU | http://data.europa.eu/eli/reg/2019/1021/2023-08-28 |
| | 限制在电子电气设备中使用某些有害成分的指令(ROHS) | 2015/863/EU | http://data.europa.eu/eli/dir/2011/65/2024-08-01 |
| 美国 | 电池指令及新电池法(2024年版) | 2006/66/EC | http://data.europa.eu/eli/reg/2023/1542/2024-07-18 |
| | 美国消费品安全改进法(CPSIA) | — | https://www.cpsc.gov/Regulations-Laws--Standards/Statutes/Summary-List/Consumer-Product-Safety-Improvement-Act-CPSIA |
| | 美国资源保护与回收法案(RCRA) | — | https://www.epa.gov/rcra |
| 日本 | 美国有毒有害物质控制法(TSCA) | — | http://uscode.house.gov/view.xhtml?path=/prelim@title15/chapter53&edition=prelim |
| | 汽车回收再利用法 | — | https://www.japaneselawtranslation.go.jp/en/laws/view/3829 |
| 韩国 | 化学物质审查及制造管理法(CSCL) | — | https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/english/cscl/ |
| | 电子电器设备和车辆资源回收利用法案 | — | https://www.law.go.kr/법령/전기·전자제품및자동차의자원순환에관한법률시행령 |
| 国际公约 | 韩国化学物质注册与评估法 | — | https://www.law.go.kr/법령/화학물질의등록및평가등에관한법률 |
| | 斯德哥尔摩公约 | — | https://www.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx |

接对具体有害物质进行管控。2007年6月1日, 欧盟 REACH 法规正式实施, 以加强欧盟市场物质、配制品和物品的化学品管控, 形成环境壁垒。汽车产品涉及的物质包括溶剂等; 配制品包括密封胶、冷却液、防冻液、制动液等; 物品包括汽车座椅、发动机、保险杠等。汽车出口欧盟程序上涉及注册、高度关注物质(SVHC)通报、信息传递及限制物质管控等^[34]。2019年6月25日, 欧盟发布 POPs 新法规(2019/1 021/EU), 以取代多次修订的 850/2004/EU。截至 2024 年 5 月, 欧盟官网对 POPs 新法规修订的提案或草案记录达 70 多条, 与汽车相关的内容涉及 PFOS、PFOA、PFHxS、HBCDs 等无意痕量污染物(unintentional trace contaminant, UTC)限值或豁免内容。经多次修订, POPs 法规附录 1 和附录 4 限值已十分严格(表 5)。以 PBDEs 为例, UTC 限值为 500 mg/kg, 固体废物含量限值为 500 mg/kg 并将进一步收严, 远低于 ROHS 标准中的 1 000 mg/kg, 可阻止废电子产品外壳塑料进入包括汽车使用再生塑料在内的回收系统。ROHS 指令主要管控电子产品, 包括汽车内使用的电子器件。ROHS 1.0(2011/65/EU) 管控 PBBs 和 PBDEs, ROHS 2.0(2015/863/EU) 增加了 4 种邻苯二甲酸酯(DEHP、BBP、DBP 和 DIBP) 的限值。目前, 正在审议的 ROHS 3.0 拟增加对 MCCPs 和 TBBPA 的管控。

3.3 我国汽车有害物质管控法规及其不足

与欧盟相关法规对比(表 6), 我国的相关法规存在以下不足: 1) 国内仅 GB/T 30512—2014《汽车禁用

表 5 欧盟 POPs 法规部分与汽车有关的污染物限值
Table 5 Pollutant limits related to vehicles in EU regulation on persistent organic pollutants

| 新污染物 | 管控指标 | 欧盟 POPs 法规附件 1 限值 (物品 UTC)/ (mg/kg) | 欧盟 POPs 法规附件 4 限值 (固体废物)/ (mg/kg) |
|-------|-------------------------------|-------------------------------------|---|
| PFOS | PFOS 及其衍生物 | 10 | 50 |
| PFOA | PFOA 及其盐类 | 0.025 | 1 |
| | PFOA 相关化合物 | 1 | 40 |
| PFHxS | PFHxS 及其盐类 | 0.025 | 1 |
| | PFHxS 相关化合物 | 1 | 40 |
| SCCPs | 短链氯化石蜡 | 1 500 | 1 500 |
| PBDEs | 四溴二苯醚、五溴二苯醚、六溴二苯醚、七溴二苯醚、十溴二苯醚 | 500 (适时下调) | 500; 350 与附件 1 之间高者 (2025 年 12 月 30 日起); 200 与附件 1 之间高者 (2027 年 12 月 30 日起) |
| | PBBs | 六溴联苯 | 禁止 |
| HBCDs | 六溴环十二烷 | 75 | 500 (提案修订为 200) |

物质要求》对汽车均质材料中有害物质进行管控, 且管控范围仅包含 PBDEs 和 PBBs 这 2 类新污染物, PBDEs 的限值(1 000 mg/kg) 较宽松, 远高于欧盟 POPs 法规(500 mg/kg); 2) 《重点新污染物管控清单(2023 年版)》和 POPs 国内履约法规, 仅规定物质禁用要求, 但是可操作性不足, 对物品中 UTC 缺乏有效管控手段; 3) 汽车有害物质管控尚未形成体系, 在禁限用物质检测和出口法规应对方面, 缺少可操作性的行业指南。

表 6 我国与欧盟的汽车有害物质管控法规对比

Table 6 Comparison of China's and EU's policies on the control of hazardous substances in vehicles

| 管理对象 | 欧盟法规 | | 国内法规 | |
|------|--------------------------|--|-----------------------|--|
| | 名称 | 具体要求 | 名称 | 具体要求 |
| 整车 | ELV 指令和 RRR 指令 | 与 REACH 法规和 POPs 法规关联; 新指令要求使用 ≥25% 再生塑料 | 《汽车禁用物质要求》 | 禁用 PBBs、PBDEs; 均质材料中 PBBs 和 PBDEs 的含量 ≤1 000 mg/kg |
| 化学物质 | REACH 法规及附件 17 和 SVHC 清单 | 管控物质、配制品和物品; 截至 2024 年 5 月, 附录 17 限制清单 73 条, SVHC 清单包括 240 种化学物质 | 《重点管控新污染物清单(2023 年版)》 | 重点管控新污染物清单含 14 种类化学物质, 按照管控措施进行管控 |
| POPs | POPs 法规 | 规定了产品 UTC 和固体废物 POPs 浓度限值 | 履行 POPs 公约的法规 | 禁用 |
| 电子配件 | ROHS 指令 | 管控电子产品 PBBs、PBDEs、DEHP、BBP、DBP 和 DIBP 含量; 新指令拟增加 MCCPs 和 TBBPA 的限值 | 《电子信息产品污染控制管理办法》 | 汽车电子信息产品 PBBs 和 PBDEs 含量需满足要求 |

4 汽车新污染物管控建议

4.1 开展高风险化学物质的替代技术研究

对于致癌风险较高的 PAEs 和非致癌风险较高的 PFASs 以及其他潜在高风险化学物质提前开展替代技术研究, 重点关注 POPs 公约在审查物质(MCCPs 和长链全氟羧酸类)、欧盟 REACH-SVHC 和附件 17 拟新增物质、欧盟 POPs 法规拟收严 UTC 限值的

物质、ROHS 指令在审查物质(TBBPA 和 MCCPs) 等的替代技术。由有条件的地方政府出台激励政策, 鼓励汽车行业先行先试, 通过新污染物治理试点的方式推行绿色替代。

4.2 制定无意痕量新污染物(UTC)标准体系

欧盟 POPs 法规 UTC 和固体废物含量限值相互配合, 同一时期 UTC 限值一般比固体废物含量限值严格, 通过 UTC 限值提高市场上的产品品质, 推动

民众使用的产品更新换代,高 POPs 含量的物品被逐渐淘汰进入固体废物系统后,固体废物含量限值将会在适当时期收严,高 POPs 含量的固体废物将成为严格管控的危险废物,这样就使得固体废物中的 POPs 难以通过再生途径重新进入产品。欧盟 POPs 法规中 PBDEs 限值就起到了阻止高 PBDEs 含量塑料通过再生系统进入到汽车塑料部件中的作用。在我国,电子信息产品、再生塑料和汽车禁用物质要求等标准中 PBDEs 的限值均为 1 000 mg/kg,危险废物鉴别体系中的 GB 5085.6—2007《危险废物鉴别标准 毒性物质含量鉴别》附录 F 中的 POPs 清单未包含 PBDEs,这样就难以阻止高 PBDEs 含量塑料回用,进而导致再生塑料中 PBDEs 存在超标风险。建议借鉴欧盟 POPs 法规,在 GB/T 30512—2014《汽车禁用物质要求》的基础上,制定汽车行业相关产品和配件的 UTC 限值,并在国内开展强制性抽检,将新污染物管控风险控制在上游材料和配件端,降低整车制造商面临的新污染物管控风险。

4.3 制定汽车行业新污染物管控指南

欧盟“循环要求”新法提案的再生塑料使用要求将给国内车企进军欧盟市场带来难题,如何避免再生材料中相关新污染物含量超标是一个重要命题。依托中国汽车材料数据系统(CAMDS),整合国内外相关法规、标准和清单及最新修订动态,从合规性认证申报流程、汽车制造上游材料和零配件禁限用管理、汽车新污染物识别清单和汽车整车新污染物检测等方面制定汽车行业新污染物管控指南。根据《新污染物治理行动方案》的要求,将重点管控新污染物限值和禁用要求纳入环境标志产品和绿色产品标准体系,在现行 HJ 2532—2013《环境标志产品技术要求 轻型汽车》等相关环境标志产品标准中增加多种重点管控新污染物限值。禁止新污染物含量较高废物(如 BFRs 含量较高的电子产品外壳和 PAEs 含量较高的 PVC 电线皮等)进入汽车行业供应链,引导汽车制造上游供应链提高再生材料品质,降低再生材料新污染物含量及环境健康风险。

4.4 建立汽车新污染物检测指标体系

汽车制造业上游供应链较长、组成复杂,信息收集难度大。REACH 法规和 POPs 法规部分禁限物质(如 PFOA 和 PFOS 及其盐类和衍生物)对应多个 CAS 号,汽车相关禁限用物质含量评估工作难度较大,全面检测成本较高。据计算,一辆整车全套物质检测费高达 600 万~700 万元^[35]。因此,通过行业协会与环境保护行业协会共同推动重点企业联合制定汽车新污染物检测指标评价体系等团体标准,

对潜在新污染物进行分级分类管理,对检测的必要性设置不同的级别,可有效降低车企检测成本,实现新污染物管控和检测成本之间的平衡。

5 结论

(1)识别出汽车新污染物 20 大类共 55 种。塑料材质零部件含有新污染物种类最多,其次为橡胶、涂料和纺织品。PAEs 存在的材料种类最多,其次为 PFASs、CPs、NPs 和 PAHs。

(2)汽车内空气环境 PAEs 类的 DEHP 致癌风险最大值最高,为 9.45×10^{-7} ,低于 US EPA 规定的致癌风险基本值 1×10^{-6} ;PFASs 类的 PFOA 的非致癌风险最大值最高,为 0.11,低于 US EPA 规定的非致癌风险基本值 1。现有已开展的车内空气检测的汽车新污染物风险值尚不会导致致癌风险和非致癌风险,但已经接近临界值,DEHP 和 PFOA 的长时间和高浓度暴露仍存在超过风险控制值的可能,需要进行重点关注和管控。

(3)建议开展替代技术研究、制定无意痕量新污染物标准体系、制定汽车行业新污染物管控指南及建立汽车新污染物检测指标体系。

参考文献

- [1] 孟小燕,黄宝荣.我国新污染物治理的进展、问题及对策[J].环境保护,2023,51(7):9-13.
MENG X Y, HUANG B R. The progress, problems and countermeasures of emerging pollutants governance in China[J]. Environmental Protection, 2023, 51(7): 9-13.
- [2] 邹晓,何玉松.欧盟 REACH 法规要求解析及汽车产品管控建议[J].上海汽车,2024,1:59-62.
ZOU X, HE Y S. Analysis of requirements of the EU REACH regulation and control suggestions for automotive products[J]. Shanghai Automobile, 2024, 1: 59-62.
- [3] 王丹璐,何海峰,赵军霞,等.车内空气质量控制标准及半挥发性有机物研究探讨[J].环境科学研究,2023,36(7):1284-1296.
WANG D L, HE H F, ZHAO J X, et al. Review of vehicle interior air quality control standards and semi-volatile organic compounds study[J]. Research of Environmental Sciences, 2023, 36(7): 1284-1296.
- [4] MÜLLER D, KLINGELHÖFER D, UIBEL S, et al. Car indoor air pollution: analysis of potential sources[J]. Journal of Occupational Medicine and Toxicology, 2011, 6(1): 1-7.
- [5] 陈小开.车内挥发性有机物污染的分析评价及吸附光催化研究[D].长沙:湖南大学,2011.
- [6] 朱玲,刘琨,李兰兰,等.天津市农田土壤重金属来源及健康风

- 险评价[J]. *环境工程技术学报*, 2024, 14(3): 995-1004.
- ZHU L, LIU K, LI L L, et al. Source and health risk assessment of heavy metals in farmland soil of Tianjin City[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2024, 14(3): 995-1004.
- [7] HARRAD S, HAZRATI S, IBARRA C. Concentrations of polychlorinated biphenyls in indoor air and polybrominated diphenyl ethers in indoor air and dust in Birmingham, United Kingdom: implications for human exposure[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(15): 4633-4638.
- [8] ABDALLAH M A E, HARRAD S, COVACI A. Hexabromocyclododecanes and tetrabromobisphenol-a in indoor air and dust in Birmingham, UK: implications for human exposure[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(18): 6855-6861.
- [9] XIA M, OUYANG X Z, WANG X Q, et al. Occupational exposure assessment of phthalate esters in indoor and outdoor microenvironments[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2018, 72: 75-88.
- [10] ZHOU L, HILTSCHER M, PÜTTMANN W. Occurrence and human exposure assessment of organophosphate flame retardants in indoor dust from various microenvironments of the Rhine/Main region, Germany[J]. *Indoor Air*, 2017, 27(6): 1113-1127.
- [11] BROMMER S, HARRAD S, van den EEDE N, et al. Concentrations of organophosphate esters and brominated flame retardants in German indoor dust samples[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2012, 14(9): 2482-2487.
- [12] CHRISTIA C, POMA G, BESIS A, et al. Legacy and emerging organophosphorus flame retardants in car dust from Greece: implications for human exposure[J]. *Chemosphere*, 2018, 196: 231.
- [13] CRISTALE J, ARAGÃO BELÉ T G, LACORTE S, et al. Occurrence and human exposure to brominated and organophosphorus flame retardants via indoor dust in a Brazilian city[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 237: 695-703.
- [14] BROMMER S, HARRAD S. Sources and human exposure implications of concentrations of organophosphate flame retardants in dust from UK cars, classrooms, living rooms, and offices[J]. *Environment International*, 2015, 83: 202-207.
- [15] GEISS O, TIRENDI S, BARRERO-MORENO J, et al. Investigation of volatile organic compounds and phthalates present in the cabin air of used private cars[J]. *Environment International*, 2009, 35(8): 1188-1195.
- [16] ALI ALBAR H M S, ALI N, SHAHZAD K, et al. Phthalate esters in settled dust of different indoor microenvironments; source of nondietary human exposure[J]. *Microchemical Journal*, 2017, 132: 227-232. SCHLUMMER M, GRUBER L, FIEDLER D, et al. Detection of fluorotelomer alcohols in indoor environments and their relevance for human exposure[J]. *Environment International*, 2013, 57/58: 42-49.
- [17] GOOSEY E, HARRAD S. Perfluoroalkyl compounds in dust from Asian, Australian, European, and North American homes and UK cars, classrooms, and offices[J]. *Environment International*, 2011, 37(1): 86-92.
- [18] FRASER A J, WEBSTER T F, WATKINS D J, et al. Polyfluorinated compounds in dust from homes, offices, and vehicles as predictors of concentrations in office workers' serum[J]. *Environment International*, 2013, 60: 128-136.
- [19] BJÖRKLUND J A, THURESSON K, de WIT C A. Perfluoroalkyl compounds (PFCs) in indoor dust: concentrations, human exposure estimates, and sources[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(7): 2276-2281.
- [20] HARRAD S, WEMKEN N, DRAGE D S, et al. Perfluoroalkyl substances in drinking water, indoor air and dust from Ireland: implications for human exposure[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(22): 13449-13457.
- [21] 胡锦涛. 中国报废汽车材料的组成及再生技术现状分析[J]. *时代汽车*, 2021, 17: 172-173.
- HU J D. Analysis of the composition and recycling technology status of scrap automobile materials in China[J]. *Times Automobile*, 2021, 17: 172-173.
- [22] 刘俊宙, 陈嘉喆, 景侨楠, 等. 塑料中高关注物质 (SVHCs) 的赋存分布、物质流及环境释放研究进展 [J/OL]. *环境科学*. <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202401062>.
- LIU J Z, CHEN J J, JING Q N, et al. Progress in the study of occurrence, distribution, material flows, and environmental release of substances of very high concern (SVHCs) in plastics[J/OL]. *Environmental Science*. <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202401062>.
- [23] 白月娇, 林晔, 岳波, 等. 进口再生塑料颗粒中特征污染物的筛选及污染特征研究[J]. *环境工程技术学报*, 2024, 14(3): 769-777.
- BAI Y J, LIN Y, YUE B, et al. Study on screening of characteristic pollutants and pollution characteristics in imported regenerated plastic particles[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2024, 14(3): 769-777.
- [24] STUART H, IBARRA C, ABDALLAH M A E, et al. Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes, and offices: causes of variability and implications for human exposure[J]. *Environment International*, 2008, 34(8): 1170-1175.
- [25] OZKALELI AKCETIN M, GEDIK K, BALCI S, et al. First insight into polybrominated diphenyl ethers in car dust in Turkey: concentrations and human exposure implications[J].

- [Environmental Science and Pollution Research](#), 2020, 27(31): 39041-39053.
- [26] CUNHA S C, KALACHOVA K, PULKRABOVA J, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) contents in house and car dust of Portugal by pressurized liquid extraction (PLE) and gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS)[J]. [Chemosphere](#), 2010, 78(10): 1263-1271.
- [27] HARRAD S, ABDALLAH M A E. Brominated flame retardants in dust from UK cars: within-vehicle spatial variability, evidence for degradation and exposure implications[J]. [Chemosphere](#), 2011, 82(9): 1240-1245.
- [28] DUBOWSKI Y, INIBTAWI M, BRODAY D M. Seasonal variations of polybrominated flame retardants bound to car dust under Mediterranean climate[J]. [Journal of Environmental Sciences](#), 2018, 70: 124-132.
- [29] HARRAD S, ABDALLAH M A E, OLUSEYI T. Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in dust from cars, homes, and offices in Lagos, Nigeria[J]. [Chemosphere](#), 2016, 146: 346-353.
- [30] KALACHOVA K, HRADKOVA P, LANKOVA D, et al. Occurrence of brominated flame retardants in household and car dust from the Czech Republic[J]. [Science of the Total Environment](#), 2012, 441: 182-193.
- [31] MANDALAKIS M, STEPHANOU E G, HORII Y, et al. Emerging contaminants in car interiors: evaluating the impact of airborne PBDEs and PBDD/Fs[J]. [Environmental Science & Technology](#), 2008, 42(17): 6431-6436.
- [32] LAGALANTE A F, SHEDDEN C S, GREENBACKER P W. Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in dust from personal automobiles in conjunction with studies on the photochemical degradation of decabromodiphenyl ether (BDE-209)[J]. [Environment International](#), 2011, 37(5): 899-906.
- [33] TOKUMURA M, HATAYAMA R, TATSU K, et al. Organophosphate flame retardants in the indoor air and dust in cars in Japan[J]. [Environ Monit Assess](#), 2017, 189: 48. DOI [10.1007/s10661-016-5725-1](#).
- [34] 何玉松, 王佳璐, 胡仁其, 等. 汽车产品应对欧盟 REACH 法规策略探讨 [J]. [上海汽车](#), 2017, 05: 58-62.
HE Y S, WANG J L, HU R Q, et al. Discussion on strategies for automotive products to cope with the EU REACH Regulation[J]. [Shanghai Automobile](#), 2017, 05: 58-62.
- [35] 许双英, 王俊侨, 张羽翼. 汽车产品应对欧盟 REACH 法规的方案研究 [J]. [汽车零部件](#), 2021, 05: 99-103.
XU S Y, WANG J J, ZHANG Y Y. Research on the scheme for automobile products to cope with EU REACH regulations[J]. [Automobile Parts](#), 2021, 05: 99-103. ⊕