

九龙江河口-厦门海域全/多氟化合物的污染特征 及演变趋势

刘 畅, 马欣欣, 李 芹, 王新红

(厦门大学 环境与生态学院, 福建 厦门 361102)

摘 要:全/多氟化合物(per- and polyfluoroalkyl substances, PFASs) 作为一类重要的新污染物, 因其对环境与健康的负面效应而备受关注。由于近海环境质量影响着沿海居民生活用水质量与海产品安全, 亟待开展河口-近海环境 PFASs 的污染及其生态风险研究。本文收集相关文献, 总结了九龙江河口-厦门海域环境中 PFASs 的污染现状、迁移转化特征及其生态风险, 并分析了 PFASs 的演变趋势。研究发现, 九龙江河口-厦门海域水体环境中 PFASs 的浓度和组成受河流径流量、降水量、排污量和生产结构等因素的共同影响, 存在明显的季节差异, 2022 年浓度最高值出现在夏季, 而以往年份则出现在春季。水体环境中主要检出的传统 PFASs 如全氟辛酸(perfluorooctanoic acid, PFOA)、全氟辛基磺酸(perfluorooctane sulfonic acid, PFOS) 和全氟己基磺酸(perfluorohexane sulfonic acid, PFHxS), 近年来其浓度未发生数量级变化; 作为高毒性化合物 PFOS 替代物的短链全氟烷基磺酸(perfluorosulfonic acids, PFSAs) 浓度升高, 说明目前短链 PFASs 产品开始生产使用, 并排放入海。沉积物中的 PFASs 近年来含量未发生数量级变化, 但短链 PFSAs 的检出率提升, PFOS 的相对丰度高于水体。鱼体中的 PFASs 以 PFOS 和 PFOA 为主, 其生态风险较低。九龙江河口玉枕洲及其上游地区以及海沧大桥以北的厦门西海域附近的造船厂、电镀厂、纺织厂、高崎机场和污水处理厂可能是 PFASs 潜在的污染源。**关键词:**九龙江河口-厦门海域; 新污染物; 全/多氟化合物; 污染特征; 演变趋势
中图分类号:X131; X55 **文献标识码:**A **文章编号:**1007-6336(2024)04-0559-13

Pollution characteristics and evolution trend of per- and polyfluoroalkyl substances in Jiulong River estuary and Xiamen sea area

LIU Chang, MA Xinxin, LI Qin, WANG Xinhong
(College of Environment and Ecology, Xiamen University, Xiamen 361102, China)

Abstract: Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs), as important new pollutants, have attracted much attention due to their negative environmental and health effects. Since the coastal environmental quality affects the water quality and seafood safety of coastal residents, it is necessary to pay attention to the ecological risk of estuarine and coastal PFASs. This paper summarized the occurrence, migration, transformation, and ecological risk of PFASs in the marine environment of Xiamen and analyzed the evolution trend of PFASs. The results show that the concentration and composition of PFASs in the water environment of the Jiulong River estuary and Xiamen sea area were affected by the runoff, rainfall, sewage discharge, and production structure, and had obvious seasonal differences. The highest concentration in 2022 appeared in summer, while in previous years it

收稿日期: 2023-12-21, 修订日期: 2024-04-03

基金项目: 国家自然科学基金项目(41877474, 41961144011, 32071613); 福建省环境工程重点实验室开放课题基金项目

作者简介: 刘 畅(1999—), 女, 福建宁德人, 硕士研究生, 主要研究方向为持久性有机污染物的环境过程, E-mail: lcbling@qq.com

通信作者: 王新红(1969—), 教授, 主要研究方向为污染物的环境过程及其生态环境效应, E-mail: xhwang@xmu.edu.cn

appeared in spring. The concentrations of traditional PFASs, such as perfluorooctanoic acid (PFOA), perfluorooctane sulfonic acid (PFOS), and perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS), had not changed by orders of magnitude in recent years. The increased concentration of short-chain perfluorosulfonic acids (PFSAs) as a substitute for highly toxic compounds PFOS indicated that short-chain PFASs products are now being produced used and discharged into the sea. The concentration of PFASs in sediments had not changed by orders of magnitude in recent years, but the detection rate of short-chain PFSAs had increased, and the relative abundance of PFOS was higher than that in water. PFASs in fish were mainly PFOS and PFOA, and their ecological risk was low. Shipyards, electroplating factories, textile factories, Gaoqi Airport, and sewage treatment plants near Yudzhengzhou and its upstream area at the Jiulong River Estuary and the West Sea area of Xiamen north of the Haicang Bridge may be potential sources of PFASs pollution.

Key words: Jiulong River estuary and Xiamen sea area; new pollutants; per- and polyfluoroalkyl substances; pollution characteristics; evolution trend

全/多氟化合物(per- and polyfluoroalkyl substances, PFASs)是人工合成的含氟有机化合物,从 20 世纪 50 年代起被广泛应用,21 世纪以来在环境样本中被广泛检出^[1-2]。大量的研究表明,人体暴露于 PFASs 中会出现癌症风险增加^[3]、生育能力降低^[4]、免疫系统功能障碍^[5-6]等不利影响,并能诱发甲状腺疾病^[7]、肝病^[8]、肾脏疾病等^[9-11],因此,PFASs 存在一定的环境与健康风险^[1,12]。

全氟辛基磺酸(perfluorooctane sulfonic acid, PFOS)及其盐类和相关化合物于 2009 年被列入联合国《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》(以下简称《公约》)附件 B,仅在特定用途时被允许使用;全氟辛基羧酸(perfluorooctanoic acid, PFOA)及其盐类和相关化合物、全氟己基磺酸(perfluorohexane sulfonic acid, PFHxS)及其盐类和相关化合物则分别于 2019 年和 2022 年被列入《公约》附件 A 而被禁用^[13]。碳链长度大于 9 的全氟烷基羧酸(perfluorinated carboxylates, PFCAs)被称为长链全氟烷基羧酸,由于其具有很强的生物积累性和远距离迁移能力而引起公众关注^[14],2021 年 8 月 4 日,欧盟委员会对 REACH (EC) No 1907/2006 附件 XVII 第 68 条进行了修订,规定碳链长度为 9~14(C9—C14)的 PFCAs 及其盐类和相关化合物不得生产和投入市场。2023 年 10 月,《公约》持久性有机污染物审查委员会第 19 次会议同意将碳链长度为 9~21 的 PFCAs 和相关化合物列入附件予以消除^[14]。由于对 PFASs 使用的限制,市场上出

现了许多替代 PFASs。六氟环氧丙烷二聚体(hexafluoropropylene oxide-dimer acid, HFPO-DA)也被称为 GenX,是目前制造业中使用最广泛的加工助剂 PFOA 的替代物,其毒性高于 PFOA^[15]。4,8-二氧杂-3H-全氟壬酸铵(dodecafluoro-3H-4,8-dioxanonanoate, ADONA)同样也是 PFOA 的替代物。氯代多氟醚基磺酸(chlorinated polyfluoroalkyl ether sulfonic acid, Cl-PFESAs)又被称为 F-53B,是 PFOS 的替代物,其中 9Cl-PF3ONS(9-chlorohexadecafluoro-3-oxanonane-1-sulfonic acid)是目前发现的最具有生物持久性的 PFASs^[16]。此外,短链的 PFCAs(C4—C7)和短链全氟烷基磺酸(perfluoroalkyl sulfonic acid, PFSAs)(C4—C5)作为替代品被应用在化学涂层、添加剂和表面处理工艺中^[17]。氟化碳数不超过 6 的氟调聚物是长链全氟烷基酸(perfluoroalkyl acids, PFAAs)和某些 PFASs 前体的替代物^[18]。

为响应国际上对 PFASs 管控的号召,我国也制定了一系列管控政策。自 2014 年 3 月 26 日起,我国禁止 PFOS 及其盐类和全氟辛基磺酰氟(perfluorooctane sulfonyl fluoride, PFOSF)除特定豁免和可接受用途外的生产、流通、使用和进出口^[19]。自 2019 年 3 月 26 日起,对其的限制更加严格,禁止除可接受用途外的生产、流通、使用和进出口^[20]。2022 年 12 月,生态环境部会同有关部门印发了《重点管控新污染物清单(2023 年版)》(以下简称《清单》),其中包括 PFOS、PFOA 和 PFHxS 等 14 类新污染物,对其采取禁止、限制、限排等环境风险管控措施,自 2023 年

3月1日起开始施行^[21]。目前,我国生态环境部正在征集有关长链 PFCA 的信息^[22]。

厦门海域地处福建省东南部、台湾海峡西南向,海域面积为 355 km²^[23]。九龙江是福建第二大河流,是龙岩、漳州、厦门三市的主要饮用水水源地和重要的工农业生产水源地,在全省经济发展中起着重要作用。九龙江从西部注入厦门海域,携带的污染物是厦门海域重要的污染来源^[24]。九龙江河口-厦门海域水环境质量对厦门居民生活用水质量与海产品的安全影响深远。PFASs 作为新污染物,在厦门地区的饮用水、环境及人体样本中均被检出^[25-29]。2006—2008 年,厦门市思明区和湖里区的饮用水中 PFOA 和 PFOS 的检出浓度分别为 2.6 ng/L 和 0.76 ng/L^[25],高于美国国家环境保护局(EPA)规定的临时终身健康建议值(0.004 ng/L 和 0.02 ng/L)^[30],但低于我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)中规定的限值(80 ng/L 和 40 ng/L)^[31], Σ PFASs 浓度相对于同期武汉、南京、深圳、澳门、香港、台北等较低^[25]。2009 年厦门市场贩卖的 16 种鱼类中均检出 PFASs,以 PFOS 为主,鳙鱼体内达到(3.9±1.2)ng/g ww^[32]。2016—2018 年,厦门大气中 Σ PFASs 浓度为 7.8~10.3 pg/m³,与福州和漳州接近,远低于南平,全氟丁基羧酸(perfluorobutanoic acid, PFBA)和 PFOA 是最主要的污染物^[28]。2020—2021 年,调查的厦门地区母乳中总 PFASs 的中值浓度为 228.4 ng/L^[29],PFOA 和 PFOS 是最主要的污染物,估算的哺乳期每日摄入量(EDI)超过了欧洲食品安全局(EFSA)的限值(0.63 ng/kg bw/d)^[33]。以上研究说明厦门地区环境具有 PFASs 污染的风险。因此,本文关注该地区 PFASs 的污染特征,使用相关文献的数据^[25,34-37],探讨 PFASs 的污染特征和演变趋势,研究结果可为管理部门制定控制措施提供重要依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

研究区域位于九龙江河口-厦门海域(表 1),可将其分为 3 个区域:九龙江河口上游(A3—A6)、河口中下游(A7—JY3)以及厦门海域

(X1—X13、XM1、XM2 和 KM2)。不同的文献中相同编号的站点的经纬度不完全一致,但偏差不超过 0.01°。

表 1 九龙江河口-厦门海域的研究站点
Tab.1 Research stations of Jiulong River estuary and Xiamen sea area

站点名称	纬度/°N	经度/°E	所属区域
A3	24.476	117.788	九龙江河口上游
A4	24.461	117.806	
A5	24.447	117.826	
A6	24.431	117.848	
A7	24.407	117.888	九龙江河口中下游
A8	24.396	117.916	
A9	24.401	117.961	
A9-1	24.408	117.985	
JY0	24.423	118.004	
JY1	24.421	118.035	
JY2	24.418	118.067	厦门海域
JY3	24.394	118.099	
KM2	24.366	118.133	
XM1	24.430	118.081	
XM2	24.485	118.070	
X1	24.410	118.147	
X2	24.415	118.103	
X3	24.435	118.074	
X4	24.450	118.049	
X5	24.473	118.053	
X6	24.504	118.069	
X7	24.531	118.068	
X8	24.563	118.111	
X9	24.570	118.137	
X10	24.583	118.167	
X11	24.544	118.175	
X12	24.494	118.220	
X13	24.445	118.188	

1.2 研究区域中的 PFASs

近年在研究区域中关注的 PFASs 包括 C4—C14、C16、C18 PFCA 的, C4—C8、C10 PFSA 的,以及其他 17 种 PFASs(表 2)。

表 2 本文涉及 PFASs 的名称与缩写
Tab.2 Name and acronym of PFASs mentioned in this review

化合物	缩写	CAS号	2014—2015年 ^[34]	2017年 ^[35]	2022年 ^[36]
全氟丁基羧酸	PFBA	375-22-4	1	1	1
全氟戊基羧酸	PFPeA	2706-90-3	1	1	1
全氟己基羧酸	PFHxA	307-24-4	1	1	1
全氟庚基羧酸	PFHpA	375-85-9	1	1	1
全氟辛基羧酸	PFOA	335-67-1	1	1	1
全氟壬基羧酸	PFNA	375-95-1	1	1	1
全氟癸基羧酸	PFDA	335-76-2	1	1	1
全氟十一烷酸	PFUnA	2058-94-8	1	1	1
全氟十二烷酸	PFDoDA	307-55-1	1	1	1
全氟十三烷酸	PFTrDA	72629-94-8	1	1	
全氟十四烷酸	PFTeDA	376-06-7	1	1	
全氟十六烷酸	PFHxDA	67905-19-5		1	
全氟十八烷酸	PFOcDA	16517-11-6		1	
全氟丁基磺酸	PFBS	375-73-5	1	1	1
全氟戊基磺酸	PFPeS	2706-91-4			1
全氟己基磺酸	PFHxS	355-46-4	1	1	1
全氟庚基磺酸	PFHpS	375-92-8		1	1
全氟辛基磺酸	PFOS	1763-23-1	1	1	1
全氟癸基磺酸	PFDS	335-77-3	1	1	
全氟辛基磺酰胺	PFOSA	754-91-6		1	
6:2 氟调聚不饱和酸	6:2 FTUCA	70887-88-6		1	
8:2 氟调聚不饱和酸	8:2 FTUCA	70887-84-2		1	
10:2 氟调聚不饱和酸	10:2 FTUCA	70887-94-4		1	
N-乙基全氟辛基磺酰胺乙酸	N-EtFOSAA	2991-50-2		1	
N-甲基全氟辛基磺酰胺	N-MeFOSA	31506 - 32 - 8		1	
1H,1H,2H,2H-多氟己烷磺酸	4:2 FTS	27619-93-8			1
1H,1H,2H,2H-多氟辛烷磺酸	6:2 FTS	27619-94-9			1
1H,1H,2H,2H-多氟癸烷磺酸	8:2 FTS	27619-96-1			1
9-氯十六氟-3-氧杂壬烷-1-磺酸钾	9Cl-PF3ONS	73606-19-6			1
11-氯二十氟-3-氧杂十一烷-1-磺酸钾	11Cl-PF3OUdS	83329-89-9			1
六氟环氧丙烷二聚体	HFPO-DA	13252-13-6			1
4,8-双氧基-3H-多氟壬酸钠	NaDONA	2250081-67-3			1
全氟-3,6-二噁庚酸	OPFHpA	151772-58-6			1
全氟-4-恶戊二酸	PF4OPeA	377-73-1			1
全氟-5-氧代己酸	PF5OHxA	863090-89-5			1
全氟(2-乙氧基乙烷)磺酸	PFEESA	113507-82-7			1

注: 1表示有检测

1.3 数据处理

本文绘制了不同区域、季节、年份各类 PFASs 的浓度变化箱线图与柱状图, 计算了浓度均值与相对丰度及其均值。相对丰度指每种 PFASs 的浓度占 Σ PFASs 浓度的比值。

2 PFASs 污染程度、季节差异、空间分布和年际变化

2.1 水体

2.1.1 浓度与组成

2014—2022 年, 九龙江河口-厦门海域水体中 Σ PFASs 浓度为 0.33 ~ 109.97 ng/L (图 1)^[34-36], 除了 2017 年夏季的 4 个站点 (A9、X2、X12 和 X13) 浓度较低外, 其他站点的浓度 (0.92 ~ 109.97 ng/L) 均高于全球沿海和海洋系统 PFASs 中位数 (0.83 ng/L)^[12]。部分站点的 PFOS 高于全球表层水体中位数 (3.04 ng/L)^[12], 绝大多数站点的 PFOA 低于中位数 (6.36 ng/L)^[12]。厦门海域 Σ PFASs 浓度低于渤海 (3.9 ~ 118 ng/L), 高于黄海 (1.6 ~ 17 ng/L) 和长江口 (1.7 ~ 12 ng/L)^[38]。

短链 PFCAs 一直是最主要的污染物, 2014—

2015 年相对丰度均值为 62%, 2017 年为 41%, 2022 年为 43%, 其次是 PFOS (21%、18%、18%)、PFOA (12%、4%、13%) 和短链 PFSA (2%、23%、18%), 而 PFHxS 较小 (2%、2%、1%)^[34-36]。在短链 PFCAs 中, PFBA (21%、45%、28%)、全氟戊基羧酸 (perfluoropentanoic acid, PFPeA, 33%、27%、36%)、全氟己基羧酸 (perfluorohexanoic acid, PFHxA, 42%、33%、30%) 占比较高, 全氟庚基羧酸 (perfluoroheptanoic acid, PFHpA) 较低 (4%、9%、7%)^[34-36]。C10—C14 PFCAs 在 2014—2015 年的相对丰度为 1%, C9—C18 PFCAs 在 2017 年的相对丰度为 8%, C9—C12 PFCAs 在 2022 年的相对丰度小于 7%。在短链 PFSA 中, 全氟戊基磺酸 (perfluoropentane sulfonic acid, PFPeS) 仅在 2022 年测定, 占比仅为 1%^[34-36]。新型的 PFASs 仅在 2022 年测定, 不是主要的组成成分 (相对丰度小于 10%), 但在大面积水体中均被检出, 9Cl-PF3ONS、HFPO-DA 和 NaDONA 的检出率超过 90%^[36], 说明作为传统 PFASs (即 PFOA 和 PFOS) 替代物的新型 PFASs 已经开始在环境中积累。

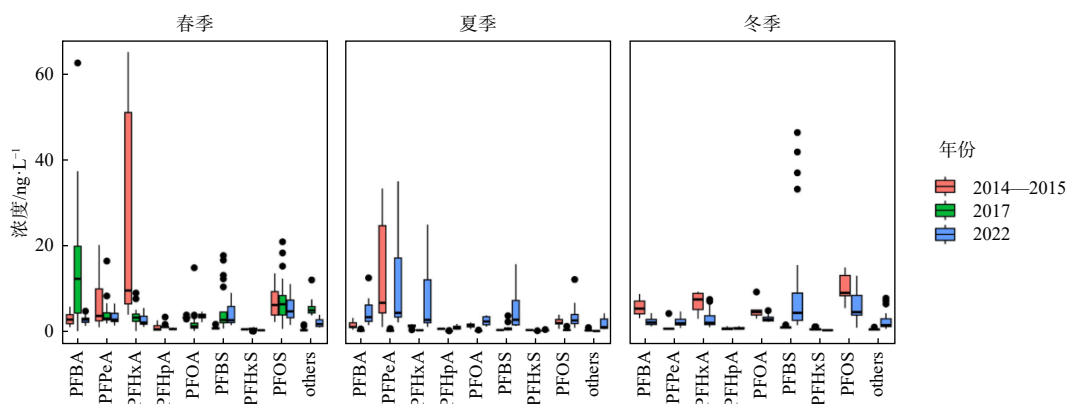


图1 九龙江河口-厦门海域水体中 PFASs 浓度的季节及年际变化^[34-36]

Fig. 1 Seasonal and interannual variations of PFASs concentrations in waters from Jiulong River estuary and Xiamen sea area

目前已有一些关于新型 PFASs 的毒性和生态风险研究。4 : 2、6 : 2、8 : 2 和 10 : 2 饱和氟调羧酸 (fluorotelomer carboxylates, FTCA) 和不饱和氟调羧酸 (fluorotelomer unsaturated carboxylates, FTUCA) 对大型蚤 (*Daphnia magna*)、伸展摇蚊 (*Chironomus tentans*) 和浮萍 (*Lemna gibba*) 的半数效应浓度 (EC_{50}) 从 0.04 μ mol/L (大

型蚤, 48 h) 到 167 μ mol/L (伸展摇蚊, 10 d) 不等, 认为其毒性强于 PFCAs, 并且碳氟链越长的化合物毒性越强, FTCA 的毒性通常比 FTUCA 高^[39]。F-53B 对斑马鱼 (*Brachydanio rerio*) 的 96 h 半致死浓度 (LC_{50}) 为 15.5 mg/L, 具有中等强度的毒性^[40]。在大鼠的 28 d 和 90 d 口服暴露 ADONA 研究中, 雄性的最大无作用剂量 ($NOAEL$) 为

10 mg/kg/d, 雌性为 100 mg/kg/d^[41]。将斑马鱼胚胎暴露于 5 $\mu\text{g/L}$ 的 HFPO-DA 中, 发现暴露会干扰其脂质代谢, 改变 HPT 轴基因的表达, 使神经发育紊乱^[42]。将小鼠暴露于 5 mg/kg/d 的 6:2 氟调聚物磺酸 (6:2 polyfluoroalkyl sulfonates, 6:2 FTSA) 中 28 d, 发现该化合物具有生物累积性, 会诱发小鼠肝质量增加、炎症和坏死^[43]。但新型 PFASs 的环境风险尚不明确, 需引起重视。

2.1.2 季节性差异

河流径流量和降水量存在季节性差异, 与污染物排放量一同影响水环境中 PFASs 的迁移传输。假设 PFASs 排放量恒定, 受河流径流量的影响, 河口水体中 PFASs 浓度应为: 冬季>春季>夏季。而实际上, 九龙江河口并不是一直呈现此规律。2014—2015 年, 虽然九龙江河口下游区域 ΣPFASs 浓度呈现冬季>春季>夏季的规律

(图 2), 但上游区域浓度最高值出现在春季, 且整个九龙江河口 PFHxA 表现为春季>冬季>夏季, 蔡一枝等^[34]推测春季浓度的增高可能与降水量增大有关。降水会增大地表径流量, 将地面 PFASs 冲入水体, 也会将大气颗粒中的 PFASs 带入水体^[34]。PFPeA 在大部分站点呈现夏季>春季>冬季, 可能因为夏季增加了 PFPeA 的使用, 或者冬季减少了 PFPeA 的使用^[34]。2017 年, 各类 PFASs 浓度均呈现春季>夏季, 可能与不同季节河流径流量的差异存在关系^[35]。2022 年, 河口下游区域 ΣPFASs 浓度呈现夏季>春季和冬季, 上游区域呈现夏季和冬季>春季, 整个河口区域短链 PFCAs 呈现夏季>春季和冬季, NaDONA 呈现夏季>冬季, 夏季的高浓度可能与废水和农业排污有关^[36]。

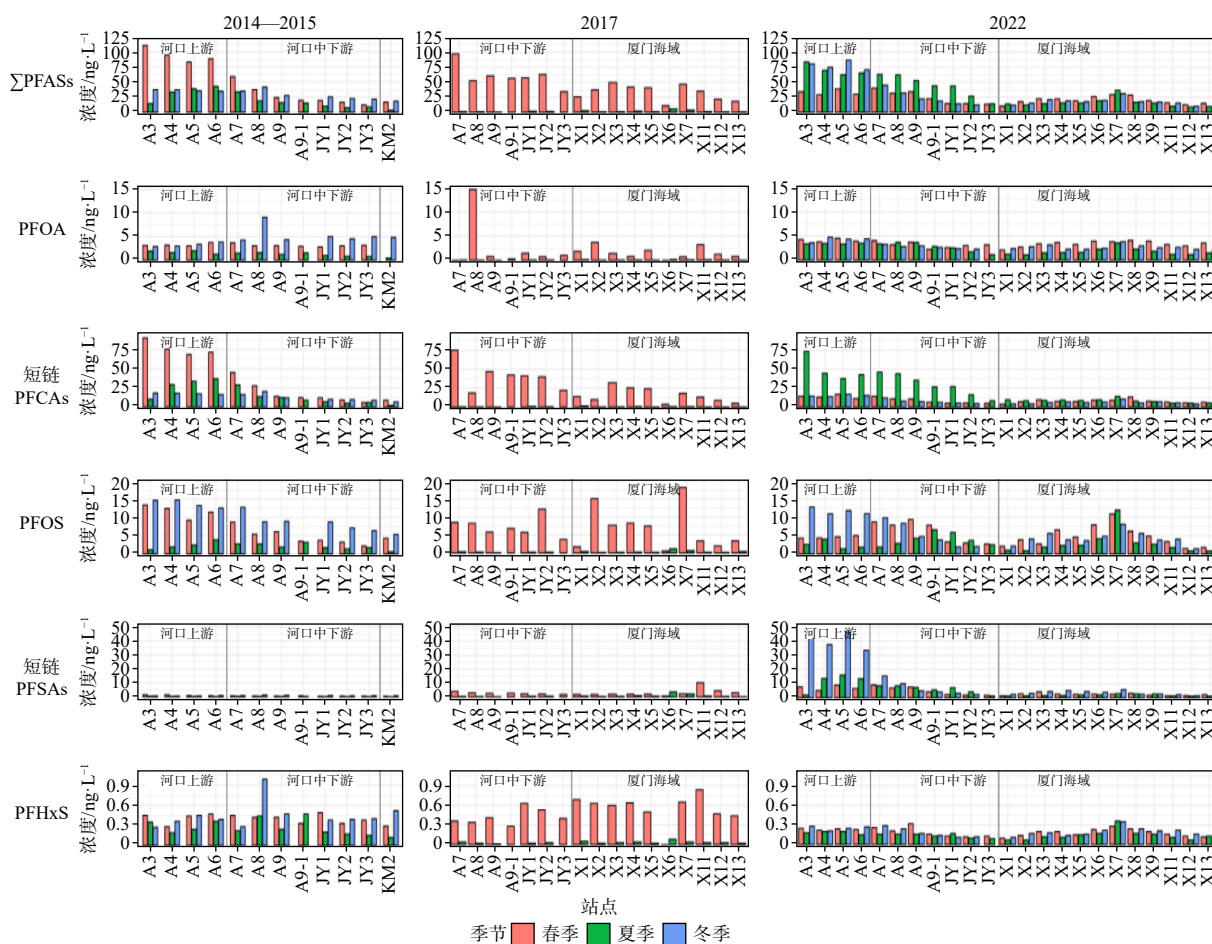


图 2 九龙江河口-厦门海域水体中 PFASs 浓度的季节变化^[34-36]

Fig. 2 Seasonal variations of PFASs concentrations in waters from Jiulong River estuary and Xiamen sea area

厦门海域受河流径流量的影响相对较弱, PFASs 的季节变化不如九龙江河口明显。虽然 2017 年的研究认为春季 Σ PFASs 浓度远高于夏季^[35], 但 2022 年的研究认为 3 个季节 Σ PFASs 浓度的季节差异较小^[36]。

由于工厂的生产结构在不同季节有所差异, 因此 PFASs 的组成结构在不同季节并不一致。2014—2015 年, 九龙江河口-厦门海域水体中 PFOA 和 PFOS 的相对丰度在冬季(16% 和 33%, 均值)最高, 高于春季(11% 和 17%) 和夏季(9% 和 13%), 短链 PFCAs 则在冬季最低(44%、67% 和 73%)^[34]。2017 年, 短链 PFCAs 在春季(49%) 高于夏季(30%), 而短链 PFSA 则在夏季更高(12% 和 39%)^[35]。2022 年, 短链 PFCAs 在夏季(60%) 最高, 高于春季(38%) 和冬季(31%), PFOS 在夏季最低(12%、21% 和 20%), 短链 PFSA 在冬季最高(13%、15% 和 26%)^[36]。

2.1.3 空间分布

九龙江河口-厦门海域 PFASs 浓度最高的区域有两个(表 3), 位于九龙江河口玉枕洲及其上游地区的 S1 区域(A6、A7 和 A8), 以及海沧大桥以北厦门西海域的 S2 区域(X6、X7 和 X8)。S1 区域最高浓度可达 109.97 ng/L, S2 区域最高浓度可达 65.50 ng/L^[34-36]。S1 区域附近为漳州市龙海区, 河口两岸有几十家中小型造船厂、食品包装厂、纺织厂。S2 区域附近的海沧区有污水处理厂和特大型船舶制造厂, 集美区有几家电镀工厂和污水处理厂, 湖里区则有高崎机场。食品包装、纺织行业的涂层涂料主要含有 PFOA、PFOS 及其前体, 电镀使用短链 PFCAs、短链 PFSA、F-53B 和 PFASs 前体(如 6:2 FTSA); 水成膜泡沫灭火剂(AFFF)主要有效成分是 PFOA、PFOS 及 6:2 FTSA^[44]。S1 区域短链 PFASs 的相对丰度比 S2 区域高(分别为 67% 和

表 3 九龙江河口-厦门海域 PFASs 污染(ng/L)空间分布^[34-36]

Tab.3 Spatial distribution of PFASs pollution in Jiulong River estuary and Xiamen sea area

站点	2014—2015年 ^[34]			2017年 ^[35]		2022年 ^[36]		
	春季	夏季	冬季	春季	夏季	春季	夏季	冬季
A3	109.97	14.21	37.21	-	-	34.27	83.97	80.84
A4	94.31	33.22	37.02	-	-	29.32	70.01	75.10
A5	82.76	38.65	35.28	-	-	38.98	62.57	87.02
A6	88.23	42.65	34.44	-	-	30.14	65.45	70.80
A7	58.68	33.62	34.75	97.56	1.18	40.50	63.20	45.09
A8	37.44	18.63	41.34	52.75	0.92	31.72	62.37	32.07
A9	24.15	15.87	27.48	60.85	0.33	34.21	53.00	22.41
A9-1	19.81	15.04	-	56.78	-	22.56	44.15	18.66
JY0	25.57	14.08	26.29	-	-	-	-	-
JY1	19.45	9.86	25.19	57.53	1.82	14.49	43.77	13.87
JY2	16.50	7.25	22.63	63.31	1.46	14.44	26.88	12.36
JY3	12.13	8.79	21.47	34.31	-	13.49	14.03	-
KM2	16.87	3.28	18.22	45.59	-	-	-	-
XM1	-	3.07	-	-	-	-	-	-
XM2	-	3.73	-	-	-	-	-	-
X1	-	-	-	25.86	2.72	10.48	13.79	11.94
X2	-	-	-	37.57	0.69	17.79	12.17	15.31
X3	-	-	-	49.76	1.01	22.73	14.35	21.02
X4	-	-	-	42.01	2.03	22.44	15.63	19.23
X5	-	-	-	40.77	1.00	19.26	15.35	17.72

续表

站点	2014—2015年 ^[34]			2017年 ^[35]		2022年 ^[36]		
	春季	夏季	冬季	春季	夏季	春季	夏季	冬季
X6	-	-	-	10.99	5.71	26.41	19.46	19.88
X7	-	-	-	47.04	3.54	29.60	36.79	31.13
X8	-	-	-	65.50	-	28.75	16.82	17.72
X9	-	-	-	51.12	-	19.66	15.35	17.17
X10	-	-	-	43.27	3.13	-	-	-
X11	-	-	-	35.24	1.19	15.88	10.10	15.47
X12	-	-	-	22.00	0.68	12.67	8.86	9.95
X13	-	-	-	18.26	0.69	14.99	9.65	8.32

注: -表示无检测

53%)^[36],可能是因为 S1 区域电镀工艺排污的影响。

受含氟工业生产结构的影响,PFASs 组成结构存在一定的区域差异。2017 年,厦门海域短链 PFSA 的相对丰度高于九龙江河口(28% 和 15%),而 2022 年,九龙江河口短链 PFSA 比厦门海域更高(24% 和 14%)^[35-36]。但已有的研究尚未为 PFASs 来源提供直接证据。之后的研究可使用层次聚类分析(HCA)^[45]、比值法和相关性分析^[46]、主成分分析-多元线性回归(PCA-MLR)^[47]、正定矩阵因子分解(PMF)^[48]等方法确定其来源。

2.1.4 年际变化

对比 2014—2015 年和 2017 年,2022 年九龙江河口-厦门海域的 Σ PFASs 浓度在春季降低,在夏季升高;九龙江河口上游在冬季升高(图 3)^[34-36]。在整个研究区域中,PFOA 和 PFOS 的浓度在夏季升高^[35-36];短链 PFCA 在春季和冬季有所降低,但同样在夏季升高^[34-36];虽然 PFHxS 呈现下降的趋势,但厦门海域在夏季仍有高浓度的 PFHxS 检出^[34-36]。不同的是,短链 PFSA 的浓度在全年的大部分站点出现数量级升高,且河口区域的上升趋势更加明显^[34-36]。短链 PFCA 的相对丰度有所降低,而短链 PFSA 的相对丰度有所增高^[34-36]。总体而言,九龙江河口-厦门海域短链 PFSA 的浓度和相对丰度有所增大,可能与工厂的数量、生产强度及 PFASs 前体的降解有关。

2.2 沉积物

2014—2022 年,九龙江河口-厦门海域沉积

物中 Σ PFASs 含量为 0.62 ~ 7.30 ng/g dw,其中 2022 年河口的 Σ PFASs 含量约是厦门海域的两倍^[34-36]。与其他地区沉积物相比居于中等,珠江三角洲河流沉积物中 PFAs 的含量为 1.89 ~ 15.1 ng/g dw^[49],南海北部湾沉积物中 PFASs 含量为 0.0562 ~ 0.5863 ng/g dw^[50],南海沿海海区沉积物中含量为 0.0075 ~ 0.0842 ng/g dw^[51],黄海和东海沉积物中含量为 0.21 ~ 4.74 ng/g dw^[15],美国特鲁克基河和拉斯维加斯河沉积物中含量分别为 272.9 ng/g dw 和 345.7 ng/g dw^[52],瑞典桑克斯约恩湖沉积物中含量为 3 ~ 61 ng/g dw^[53],白令海到北极西部沉积物中含量为 0.06 ~ 1.73 ng/g dw^[54]。

2014—2015 年与 2017 年,沉积物中 PFOS 的相对丰度与水体并无明显差异^[34-36],但到 2022 年,沉积物中 PFOS 的相对丰度显著高于水体(33% 和 18%)^[36]。九龙江河口、厦门西海域、同安湾沉积物中 PFASs 含量高可能与附近污染源(见 2.1.3)有关^[34-36]。

与往年相比,2022 年沉积物中 PFASs 含量并没有明显变化,但厦门东海域的含量从 4.14 ~ 4.81 ng/g dw 降至 0.62 ~ 1.67 ng/g dw^[34-36]。沉积物中的短链 PFSA 在 2017 年所有样品中均未检出,而 2022 年含量增至 0.02 ~ 0.43 ng/g dw,反映了近年来可作为 PFOS 替代物的短链 PFSA 的使用量在增加^[34-36]。

2.3 生物体

2009 年,从厦门菜市场购买的 16 种鱼类肌肉中 Σ PFASs 含量为 nd ~ 8.7 ng/g ww^[32]。2014 年,九龙江河口的白鲮(*Hemiculter leucisculus*)

和棱鲛 (*Liza carinata*) 以及厦门海域的黄花鱼 (*Larimichthys polyactis*) 和四指马鲛 (*Eleutheronema tetradactylus*) 肌肉中 Σ PFASs 含量为 6.77 ~ 23.13 ng/g dw (表 4), 肝脏中 Σ PFASs 含量为 13.19 ~ 263.11 ng/g dw^[37]。与其他河流或海域相比, 九龙江河口-厦门海域的鱼

类体内 Σ PFASs 含量居于中等水平。九龙江北溪和西溪中鱼类肌肉和肝脏 Σ PFASs 分别为 25 ~ 100 ng/g ww 和 35 ~ 1100 ng/g ww^[55], 德国淡水鱼为 1.0 ~ 33.4 ng/g ww^[56], 红海东部鱼类肌肉和肝脏分别为 3.89 ~ 7.63 ng/g dw 和 17.9 ~ 58.5 ng/g dw^[57]。

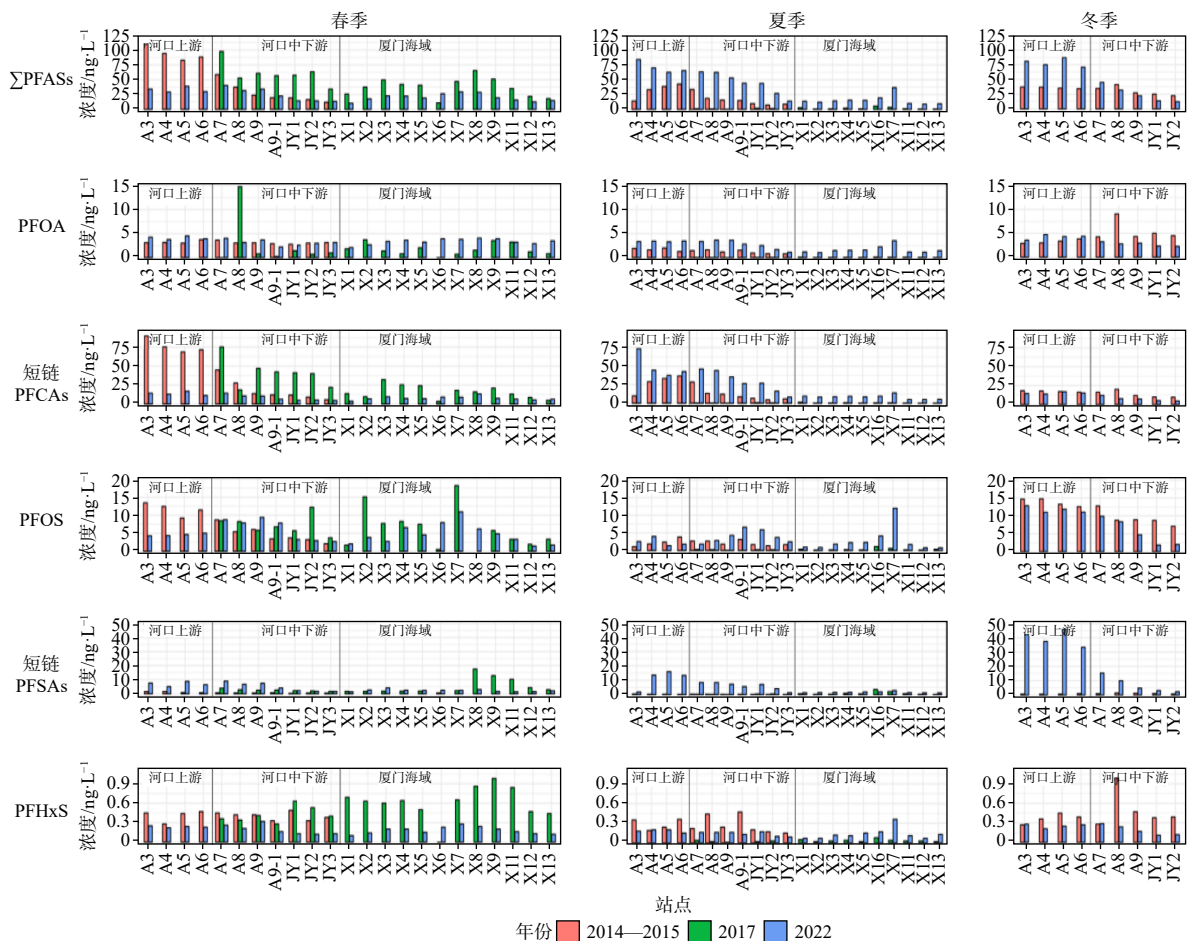


图3 九龙江河口-厦门海域常见 PFASs 的年际变化^[34-36]

Fig. 3 Interannual variations of PFASs concentrations in waters from Jiulong River estuary and Xiamen sea area

表4 九龙江河口-厦门海域鱼体肌肉中的 PFASs^[32,37]

Tab.4 PFASs in fish from Jiulong River estuary and Xiamen sea area

年份	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnA	PFTTrDA	PFOS
2009 ^a	1.0 ~ 1.2	0.61 ~ 0.87	0.60 ~ 0.82	0.27 ~ 0.81	0.36 ~ 1.1	0.37 ~ 5.98
2014 ^b	4.1 ~ 5.2	nd ~ 0.34	0.03 ~ 2.68	0.21 ~ 3.05	0.53 ~ 2.46	0.17 ~ 8.22

注: a表示ng/g ww(湿重); b表示ng/g dw(干重); nd表示未检出

九龙江河口的鱼类 Σ PFASs 含量远高于厦门海域。2009年的研究发现, 淡水鱼肌肉中 (0.49 ~ 8.7 ng/g dw) Σ PFASs 的含量高于海水鱼

(0.37 ~ 5.5 ng/g dw), 而淡水鱼更有可能生活在河口^[32]。2014年的研究发现, 九龙江河口的鱼类肌肉和肝脏中的 PFASs 含量均值分别为

18.40 ng/g dw 和 222.93 ng/g dw, 厦门海域则分别为 7.62 ng/g dw 和 42.34 ng/g dw^[37]。这种差异可能与河口地区 PFASs 污染水平更高有关(见 2.1.3)。

PFOA 和 PFOS 是九龙江河口-厦门海域鱼类肌肉中最主要的 PFASs。厦门地区罗非鱼(*Oreochromis mossambicus*)肌肉中 PFOS 的含量达 5.98 ng/g dw^[32], 厦门海域四指马鲛肌肉中 PFOA 的含量达 5.20 ng/g dw^[37]。PFHxS 是肝脏中主要的 PFASs 之一, 含量为 2.19~27.33 ng/g dw, 相对丰度为 16%^[37]。此外, 短链 PFAAs 在鱼体中并无检出, 表明鱼体更易富集长链的 PFAAs^[37]。

3 生态风险评价

以往的研究常采用风险熵值法(RQ)、健康风险熵(HQ)、潜在风险污染指数、层次分析法(AHP)、危害指数(HR)等方法评价水生生态系统的风险^[58]。 RQ 指实际暴露浓度(EEC)或预测环境浓度(PEC)与预测无效应浓度($PNEC$)的比值, $RQ>1$ 表明环境存在安全风险。许多研究评估了高毒性的 PFOS 和 PFOA 的生态风险^[59-61], 它们在水体中的 $PNEC$ 分别为 25 $\mu\text{g/L}$ 和 1250 $\mu\text{g/L}$ ^[62-63]。

王思权等^[35]和安旭鹏等^[36]根据 RQ 分别评估了 2017 年和 2022 年水环境中 PFOS 和 PFOA 的生态风险, 计算出 $RQ<1$ 。因此, 王思权等^[35]认为 PFOS 和 PFOA 对底栖生物不存在显著的生态风险; 但安旭鹏等^[36]使用最大无影响浓度($NOEC$)近似 $PNEC$ 进一步分析, 认为 PFOS 和 PFOA 可能对一些特定的物种如斑马鱼、岸溪摇蚊(*Chironomus riparius*)和草鱼(*Ctenopharyngodon idella*)产生较高的风险, 但总体的生态风险较低。蔡一枝^[37]和 Zhao Yin Ge 等^[32]的研究则使用了人体平均摄入总量(ADI), 2014—2015 年 PFOS 和 PFOA 的 ADI 分别为 (9.6 $\pm$ 9.0) ng/(kg·d) 和 (12.2 $\pm$ 0.6) ng/(kg·d), 比 2009 年 [(5.1 $\pm$ 4.7) ng/(kg·d) 和 (3.0 $\pm$ 0.35) ng/(kg·d)] 有所升高。总体而言, 虽然鱼体中存在一定含量的 PFASs, 但生态风险并不高。

4 建议

近年来, 我国对 PFASs 的管控愈加严格, 针

对九龙江河口-厦门海域 PFASs 的监测与管控, 提出以下几点建议:

(1) 加大监管力度。依据《清单》对 PFOA、PFOS 和 PFHxS 严格管控; 依据《公约》持久性有机污染物审查委员会第 19 次会议, 对长链 PFCAs 设定相关限制并监督企业执行, 规避远期风险。

(2) 定期监测水体中 PFASs 浓度。对于目前已被禁用的 PFOA 和 PFOS, 虽然检测到的浓度均未达到饮用水的监管限值, 但其在环境中的浓度并无降低趋势, 且在夏季浓度升高。一方面与其在环境中的遗留有关, 另一方面与前体化合物(如 6:2 FTSA)的使用有关。因此, 相关部门后续应继续定期监测。对于被禁用的 PFHxS, 虽然在环境中浓度有所下降, 但夏季厦门海域在 2022 年检出的浓度仍高于以往年份。对于短链 PFASs, 河口上游的浓度高于中下游。因此, 相关部门可以收集漳州市龙海区造船厂和电镀厂的信息, 设置排污监测点, 设定排污指标。

(3) 完善生态风险评估数据库。目前该地区关于生物与人体的数据, 局限于鱼类和母乳, 缺少对其他生物及人体血液中的含量数据, 应加强对人体毒性效应的评估研究。监测鱼类通常购买于菜市场, 数量偏少且难以判定其生活区域, 后续开展的实验研究最好采用现场捕捞的方式。

(4) 开发应用 PFASs 的降解技术。由于 PFASs 具有难降解、易迁移、生物毒性与蓄积性等特点, 有必要开发新型低毒性的替代品。同时考虑采用安全高效的降解技术, 如膜分离法、高级氧化法、吸附性光催化材料和微生物降解技术。

参考文献:

- [1] MUIR D, MIAZ L T. Spatial and temporal trends of perfluoroalkyl substances in global ocean and coastal waters[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(14): 9527-9537.
- [2] FAUST J A. PFAS on atmospheric aerosol particles: a review[J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2023, 25(2): 133-150.
- [3] STANIFER J W, STAPLETON H M, SOUMA T, et al. Perfluorinated chemicals as emerging environmental threats to kidney health: a scoping review[J]. Clinical Journal of the

- American Society of Nephrology, 2018, 13(10): 1479-1492.
- [4] ŠABOVIĆ I, COSCI I, DE TONI L, et al. Perfluoro-octanoic acid impairs sperm motility through the alteration of plasma membrane[J]. Journal of Endocrinological Investigation, 2020, 43(5): 641-652.
- [5] KVALEM H E, NYGAARD U C, CARLSEN K C L, et al. Perfluoroalkyl substances, airways infections, allergy and asthma related health outcomes—implications of gender, exposure period and study design[J]. Environment International, 2020, 134: 105259.
- [6] GRANDJEAN P, HEILMANN C, WEIHE P, et al. Serum vaccine antibody concentrations in adolescents exposed to perfluorinated compounds[J]. Environmental Health Perspectives, 2017, 125(7): 077018.
- [7] LEE J E, CHOI K. Perfluoroalkyl substances exposure and thyroid hormones in humans: epidemiological observations and implications[J]. Annals of Pediatric Endocrinology & Metabolism, 2017, 22(1): 6-14.
- [8] SALIHOVIĆ S, DICKENS A M, SCHOULTZ I, et al. Simultaneous determination of perfluoroalkyl substances and bile acids in human serum using ultra-high-performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry[J]. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2020, 412(10): 2251-2259.
- [9] BLAKE B E, FENTON S E. Early life exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and latent health outcomes: a review including the placenta as a target tissue and possible driver of peri- and postnatal effects[J]. Toxicology, 2020, 443: 152565.
- [10] BARRY V, WINQUIST A, STEENLAND K. Perfluoro-octanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant[J]. Environmental Health Perspectives, 2013, 121(11/12): 1313-1318.
- [11] RICKARD B P, RIZVI I, FENTON S E. Per- and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) and female reproductive outcomes: PFAS elimination, endocrine-mediated effects, and disease[J]. Toxicology, 2022, 465: 153031.
- [12] SIMS J L, STROSKI K M, KIM S, et al. Global occurrence and probabilistic environmental health hazard assessment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in groundwater and surface waters[J]. Science of the Total Environment, 2022, 816: 151535.
- [13] United Nations Environment Programme. All POPs listed in the Stockholm Convention[EB/OL]. [2024-03-01]. <https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>.
- [14] United Nations Environment Programme. Chemicals proposed for listing under the Convention[EB/OL]. [2024-03-01]. <https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ChemicalsProposedforListing/tabid/2510/Default.aspx>.
- [15] ZHONG H F, ZHENG M G, LIANG Y, et al. Legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sediments from the East China Sea and the Yellow Sea: occurrence, source apportionment and environmental risk assessment[J]. Chemosphere, 2021, 282: 131042.
- [16] Shi Y L, Vestergren R, Xu L, et al. Human exposure and elimination kinetics of chlorinated polyfluoroalkyl ether sulfonic acids (Cl-PFESAs)[J]. Environmental science & Technology, 2016, 50(5): 2396-2404.
- [17] BRENDÉL S, FETTER É, STAUDE C, et al. Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH[J]. Environmental Sciences Europe, 2018, 30(1): 9.
- [18] HAMID N, JUNAID M, SULTAN M, et al. The untold story of PFAS alternatives: insights into the occurrence, ecotoxicological impacts, and removal strategies in the aquatic environment[J]. Water Research, 2024, 250: 121044.
- [19] 中华人民共和国生态环境部, 中华人民共和国外交部, 中华人民共和国发展改革委, 等. 关于《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》新增列九种持久性有机污染物的《关于附件A、附件B和附件C修正案》和新增列疏丹的《关于附件A修正案》生效的公告[EB/OL]. (2014-03-26)[2024-02-24]. https://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xzgfxwj/202301/t20230116_1013157.html.
- [20] 中华人民共和国生态环境部, 中华人民共和国外交部, 中华人民共和国发展改革委, 等. 关于禁止生产、流通、使用和进出口林丹等持久性有机污染物的公告[EB/OL]. (2019-03-11)[2024-02-24]. https://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk01/201903/t20190312_695462.html.
- [21] 生态环境部, 工业和信息化部, 农业农村部, 等. 重点管控新污染物清单(2023年版)[EB/OL]. (2022-12-29)[2024-03-01]. https://www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk02/202212/t20221230_1009167.html.
- [22] 生态环境部. 关于公开征集长链全氟羧酸及其盐类和相关化合物等持久性有机污染物有关信息的通知[EB/OL]. (2023-07-20)[2024-03-01]. https://www.mee.gov.cn/ywzg/gt-fwyhxp/glnlygz/dtdt/202307/t20230720_1036767.shtml.
- [23] 傅世锋, 吴海燕, 蔡晓琼. 厦门海域底栖生物多样性保护目标确定[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(10): 1264-1270.
- [24] WU G J, CAO W Z, HUANG Z, et al. Decadal changes in nutrient fluxes and environmental effects in the Jiulong River Estuary[J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 124(2): 871-877.
- [25] MAK Y L, TANIYASU S, YEUNG L W Y, et al. Perfluorinated compounds in tap water from China and several other countries[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(13): 4824-4829.
- [26] DAI Z N, ZENG F S. Distribution and bioaccumulation of per-

- fluoroalkyl acids in Xiamen coastal waters[J]. *Journal of Chemistry*, 2019, 2019: 2612853.
- [27] LIN H J, TANIYASU S, YAMAZAKI E, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances in the air particles of Asia: levels, seasonality, and size-dependent distribution[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(22): 14182-14191.
- [28] WU J Y, FANG G, WANG X H, et al. Occurrence, partitioning and transport of perfluoroalkyl acids in gas and particles from the southeast coastal and mountainous areas of China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(12): 32790-32798.
- [29] YAO J Z, DONG Z M, JIANG L L, et al. Emerging and legacy perfluoroalkyl substances in breastfed Chinese infants: renal clearance, body burden, and implications[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2023, 131(3): 037003.
- [30] United States Environmental Protection Agency. Questions and Answers: Drinking Water Health Advisories for PFOA, PFOS, GenX Chemicals and PFBS[EB/OL]. [2024-03-30]. <https://www.epa.gov/sdwa/questions-and-answers-drinking-water-health-advisories-pfoa-pfos-genx-chemicals-and-pfbs>.
- [31] 国家市场监督管理总局, 国家标准化管理委员会. 生活饮用水卫生标准: GB 5749-2022[S]. 北京: 中国标准出版社, 2022.
- [32] ZHAO Y G, WAN H T, LAW A Y S, et al. Risk assessment for human consumption of perfluorinated compound-contaminated freshwater and marine fish from Hong Kong and Xiamen[J]. *Chemosphere*, 2011, 85(2): 277-283.
- [33] EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (EFSA CONTAM Panel), SCHRENK D, BIGNAMI M, et al. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food[J]. *EFSA Journal*, 2020, 18(9): e06223.
- [34] CAI Y Z, WANG X H, WU Y L, et al. Temporal trends and transport of perfluoroalkyl substances (PFASs) in a subtropical estuary: Jiulong River Estuary, Fujian, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 639: 263-270.
- [35] WANG S Q, MA L Y, CHEN C, et al. Occurrence and partitioning behavior of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water and sediment from the Jiulong Estuary-Xiamen Bay, China[J]. *Chemosphere*, 2020, 238: 124578.
- [36] AN X P, LEI H J, LU Y L, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water and sediment from a temperate watershed in China: occurrence, sources, and ecological risks[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 890: 164207.
- [37] 蔡一枝. 九龙江流域-河口系统中全氟化合物的污染分布及风险评估[D]. 厦门: 厦门大学, 2016.
- [38] ZHAO Z, TANG J H, MI L J, et al. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the lower atmosphere and surface waters of the Chinese Bohai Sea, Yellow Sea, and Yangtze River estuary[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 114-123.
- [39] PHILLIPS M M, DINGLASAN-PANLILIO M J A, MABURY S A, et al. Fluorotelomer acids are more toxic than perfluorinated acids[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(20): 7159-7163.
- [40] WANG S W, HUANG J, YANG Y, et al. First report of a Chinese PFOS alternative overlooked for 30 years: its toxicity, persistence, and presence in the environment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(18): 10163-10170.
- [41] GORDON S C. Toxicological evaluation of ammonium 4, 8-dioxa-3H-perfluorononanoate, a new emulsifier to replace ammonium perfluorooctanoate in fluoropolymer manufacturing[J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 2011, 59(1): 64-80.
- [42] WANG Y H, JIANG S N, WANG B B, et al. Comparison of developmental toxicity induced by PFOA, HFPO-DA, and HFPO-TA in zebrafish embryos[J]. *Chemosphere*, 2023, 311: 136999.
- [43] SHENG N, ZHOU X J, ZHENG F, et al. Comparative hepatotoxicity of 6: 2 fluorotelomer carboxylic acid and 6: 2 fluorotelomer sulfonic acid, two fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl acids, on adult male mice[J]. *Archives of Toxicology*, 2017, 91(8): 2909-2919.
- [44] United States Environmental Protection Agency. Multi-industry per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) study – 2021 preliminary report[R/OL]. (2021-09)[2024-03-01]. https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-09/multi-industry-pfas-study-preliminary-2021-report_508_2021.09.08.pdf.
- [45] HAN M W, LIU F, KANG Y R, et al. Occurrence, distribution, sources, and bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in multi environmental media in estuaries and the coast of the Beibu Gulf, China: a health risk assessment through seafood consumption[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(35): 52493-52506.
- [46] YANG Q Q, WANG S L, LIU W J, et al. Spatial distribution of perfluoroalkyl acids (PFAAs) and their precursors and conversion of precursors in seawater deeply affected by a city in China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 194: 110404.
- [47] LI J, AI Y F, HU J R, et al. Polyfluoroalkyl substances in Danjiangkou Reservoir, China: occurrence, composition, and source appointment[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 725: 138352.
- [48] XIE X W, LU Y L, WANG P, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances in a subtropical river-mangrove estuary-bay system[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 464: 132937.
- [49] LIU B L, ZHANG H, LI J Y, et al. Perfluoroalkyl acids

- (PFAAs) in sediments from rivers of the Pearl River Delta, southern China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2017, 189(5): 213.
- [50] PAN C G, WANG Y H, YU K F, et al. Occurrence and distribution of perfluoroalkyl substances in surface riverine and coastal sediments from the Beibu Gulf, South China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 150: 110706.
- [51] WANG Q, TSUI M M P, RUAN Y F, et al. Occurrence and distribution of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the seawater and sediment of the South China sea coastal region[J]. *Chemosphere*, 2019, 231: 468-477.
- [52] BAI X L, SON Y. Perfluoroalkyl substances (PFAS) in surface water and sediments from two urban watersheds in Nevada, USA[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 751: 141622.
- [53] MUSSABEK D, PERSSON K M, BERNDTSSON R, et al. Impact of the sediment organic vs. Mineral content on distribution of the per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in lake sediment[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(16): 5642.
- [54] LIN Y, JIANG J J, RODENBURG L A, et al. Perfluoroalkyl substances in sediments from the Bering Sea to the western Arctic: source and pathway analysis[J]. *Environment International*, 2020, 139: 105699.
- [55] WANG S Q, CAI Y Z, MA L Y, et al. Perfluoroalkyl substances in water, sediment, and fish from a subtropical river of China: environmental behaviors and potential risk[J]. *Chemosphere*, 2022, 288(Pt 1): 132513.
- [56] RÜDEL H, RADERMACHER G, FLIEDNER A, et al. Tissue concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in German freshwater fish: derivation of fillet-to-whole fish conversion factors and assessment of potential risks[J]. *Chemosphere*, 2022, 292: 133483.
- [57] ALI A M, SANDEN M, HIGGINS C P, et al. Legacy and emerging per- and polyfluorinated alkyl substances (PFASs) in sediment and edible fish from the eastern Red Sea[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 280: 116935.
- [58] 王新红, 于晓璇, 王思权, 等. 河口-近海环境新污染物的环境过程、效应与风险[J]. *环境科学*, 2022, 43(11): 4810-4821.
- [59] CORDNER A, DE LA ROSA V Y, SCHAIER L A, et al. Guideline levels for PFOA and PFOS in drinking water: the role of scientific uncertainty, risk assessment decisions, and social factors[J]. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 2019, 29(2): 157-171.
- [60] ZHANG Y T, BAO H H, ZHANG L, et al. Health risk assessment of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoic acid exposure in China based on epidemiological data[J]. *Hygiene and Environmental Health Advances*, 2023, 7: 100066.
- [61] DEWITT J C, BLOSSOM S J, SCHAIER L A. Exposure to per-fluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances leads to immunotoxicity: epidemiological and toxicological evidence[J]. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 2019, 29(2): 148-156.
- [62] BROOKE D, FOOTITT A, NWAOGU T A. Environmental risk evaluation report: perfluorooctanesulphonate (PFOS)[M]. Rotherham: Environment Agency, 2004.
- [63] COLOMBO I, DE WOLF W, THOMPSON R S, et al. Acute and chronic aquatic toxicity of ammonium perfluorooctanoate (APFO) to freshwater organisms[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 71(3): 749-756.

(本文编辑: 胡莹莹)