

## 基于源解析的黄河三角洲湿地 PFAS 生态风险\*

吕永高<sup>1,2</sup>, 刘雪松<sup>1,2\*\*</sup>, 张涛<sup>1</sup>, 王旭清<sup>1</sup>, 张洁<sup>3</sup>

(1: 中国地质调查局水文地质环境地质调查中心, 天津 300309)

(2: 水利部京津冀水安全保障重点实验室, 北京 100038)

(3: 河北省地质工程勘察院, 保定 071051)

**摘要:** 为探究黄河三角洲地表水体环境中 PFAS 的组成和空间分布特征, 本文采集分析了 30 个湿地水点 6 种常见的 PFAS 污染物, 基于 PMF 模型进行源解析, 并利用风险商评估其潜在水生态风险。结果表明, 区内 PFOA 检出率 100%, 最大检出浓度为 461.32 ng/L, 构成区内最主要的 PFAS 污染物之一, PFOS、PFNA、PFBS、PFHpA 和 PFHxS 检出率 30.0%~96.67%,  $\Sigma_6$ PFAS 总浓度表现为黄河南岸高于北岸; PMF 源解析识别出 6 种 PFAS 污染物来源为 3 类, 消防泡沫工业生产与废水排放源占 23.60%, 前体化合物降解污染源占 32.01%和含氟化合物工业生产与废水排放源占 44.39%; PFOA、PFNA 对藻类的生态威胁为中风险和低风险, PFOA 对水蚤、虾类和鱼类的生态威胁已构成低风险水平; 含氟化合物工业生产与废水排放源和 PFOA 构成区内最主要的生态风险, 亟需关注其长期暴露风险并加强优先管控。本研究成果可为黄河三角洲 PFAS 新型污染物的源头防控和风险评估提供有力支撑。

**关键词:** 黄河三角洲; PFAS; 检出率; 源解析; 生态风险

## Ecological risk of PFAS in wetland of the Yellow River Delta based on source apportionment\*

Lyu Yonggao<sup>1,2</sup>, Liu Xuesong<sup>1,2\*\*</sup>, Zhang Tao<sup>1</sup>, Wang Xuqing<sup>1</sup>, Zhang Jie<sup>3</sup>

(1: *Center for Hydrogeology and Environmental Geology Survey, China Geological Survey, Tianjin 300309, P.R.China*)

(2: *Key Laboratory of Water Safety for Beijing-Tianjin-Hebei Region of Ministry of Water Resources, Beijing 100038, P.R.China*)

(3: *Hebei Provincial Institute of Geological Engineering Survey, Baoding 071051, P.R.China*)

**Abstract:** In order to investigate the composition and spatial distribution of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the water environment in the Yellow River Delta wetland, this study collected and analyzed six common PFAS pollutants in 30 wetland water samples, performed source apportionment using the Positive Matrix Factorization (PMF) model, and assessed their potential aquatic ecological risk through risk quotient (RQ) evaluation. The results showed that perfluorooctanoic acid (PFOA), as one of the predominant PFAS pollutants in the region, was detected in all samples (detection frequency 100%), with a maximum concentration of 461.32 ng/L. Detection frequencies for perfluorooctanesulfonic acid (PFOS), perfluorononanoic acid (PFNA), perfluorobutanesulfonic acid (PFBS), perfluoroheptanoic acid (PFHpA), and perfluorohexanesulfonic acid (PFHxS) ranged from 30.0% to 96.67%, and the total PFAS concentration was higher on the southern bank of the Yellow River than on the northern bank. PMF source apportionment identified three main contamination sources: production and industrial wastewater discharge related to fire-fighting foam (22.41%), degradation of precursor compounds (24.00%), and production and industrial wastewater

\* 2025-06-24 收稿; 2025-09-10 收修修改稿。

中国地质调查项目(DD20230700503, DD20242422)、水利部京津冀水安全保障重点实验室基金(IWHR-KLWS-202306)联合资助。

\*\*通信作者; E-mail: 2769044425@qq.com

discharge associated with fluorinated compounds (53.59%). Risk quotient assessment indicated that PFOA and PFNA posed moderate and low ecological risks to algae, respectively, while PFOA presented a low risk level to daphnia, shrimp, and fish. Fluorochemical industrial production and wastewater discharge, along with PFOA, constituted the predominant ecological risks in the study area, warranting attention to long-term exposure risks and priority control. This research provides critical scientific support for source control and risk assessment of PFAS in the Yellow River Delta.

**Keywords:** Yellow River Delta; PFAS; detection rate; source apportionment; ecological risk

全氟和多氟烷基物质 (PFAS) 是指脂肪烃碳链上的氢原子全部或部分被氟原子取代的一类有机氟化物<sup>[1]</sup>。PFAS 因具有高表面活性、热稳定性、疏水性和疏油性等特点, 广泛应用于多个行业和日常生活<sup>[2]</sup>。PFAS 的广泛应用和持久性使得它们在自然环境中无处不在, 已在不同环境介质中 (如地表水、地下水、海水、土壤、沉积物和大气等) 被广泛检出, 成为公认的全局性有机污染物<sup>[3-4]</sup>。PFAS 结构稳定, 不易降解, 具有环境持久性和生物累积性, 以及发育毒性、免疫毒性、内分泌干扰作用和潜在的致癌性, 对生态环境和人体健康构成潜在威胁<sup>[5]</sup>。因此, 全面评估 PFAS 在不同介质中的分布特征、影响因素及其生态风险对新时代生态环境保护 and 治理具有重要意义。

针对流域 PFAS 污染, 已有学者从其污染特征、源解析和风险评价等方面展开了大量研究。向前等从全球洋流尺度上总结了 PFAS 在海洋水体中的分布特征及污染演变趋势, 认定海洋已经成为 PFAS 污染最重要的“汇”之一, 并对全球生态环境以及两极地区产生重要的影响<sup>[6]</sup>。王鑫璇等调查了我国七大流域 PFAS 污染现状, 结果显示 PFAS 污染程度为松辽 > 太湖 > 海河 > 淮河 > 长江 > 黄河 > 珠江<sup>[7]</sup>。刘浩然等综述了我国土壤 PFAS 污染主要集中在东部经济发达地区, 土壤中 PFAS 种类和含量与调查区域工业类型、大气沉降和人为活动存在直接关联, 并且与国外土壤调查规律类似<sup>[8]</sup>。Bian 等以珠江三角洲为研究对象, 探究了 PFAS 在地表水体和沉积物中的分布特征, 结果表明短链全氟烷基羧酸 (PFCAs) 在水体和沉积物中检测频率较高, 6:2 氟调聚物磺酸 (6:2 FTSA) 和 PFOA 是水体中主要的 PFAS, 全氟己酸 (PFHxA)、6:2 FTSA 和多氟烷基磷酸二酯 (di-PAP) 在沉积物中占主导; PFAS 主要污染来源为消防和金属电镀以及氟聚合物加工; PFOS 在水和沉积物中生态风险较高<sup>[9-12]</sup>。金梦等以长江三角洲为研究对象, 分析得出长三角地区主要污染物为 PFOA、PFHxA 和全氟烷基磺酸 (PFHxS); 源解析表明长三角大部分地区水环境中 PFAS 污染来源于前体化合物降解所形成的面污染源, 少部分地区水环境 PFAS 污染来源于部分行业直接排放形成的点污染源; 风险评估结果显示该地区水环境中 PFAS 的生态风险值和健康风险值均低于参考值, 对生态环境和人体健康的风险水平较低<sup>[13-18]</sup>。

黄河三角洲位于黄河入海口, 是中国最大的河口三角洲之一<sup>[19]</sup>。它承接了整个黄河流域的污染物排放, 且区内分布有中国第二大油田胜利油田和大量的石油化工企业, 是许多新型污染物包括 PFAS 的潜在来源。此前对黄河流域 PFAS 研究集中在全流域或支流<sup>[20-26]</sup>, 三角洲地区的污染研究聚焦在重金属和石油类方面<sup>[27-31]</sup>, 而对三角洲湿地的 PFAS 研究鲜有报道。

因此, 本研究以黄河三角洲入海口湿地为研究对象, 分析地表水体中的 PFAS 浓度水平与分布特征, 利用相关性分析和 PMF 模型识别和量化 PFAS 的污染源及其贡献率, 将 PMF 模型源解析结果与潜在生态风险模型结合, 量化不同污染源的潜在生态风险, 以为黄河三角洲新污染物防治提供理论和实践依据。

## 1 研究区背景

黄河三角洲湿地位于山东省东北部, 总面积为 5171km<sup>2</sup>, 是中国最大、最年轻的河口湿地生态系统<sup>[32]</sup>。它是一个典型的扇形三角洲 (图 1), 地貌主要由微地貌景观组成, 包括洼地、斜坡、丘陵和河带高地。该地区属暖温带季风气候, 年平均降水量和气温分别为 537.4mm 和 12.1°C, 年平均蒸发量约为 1885.0mm, 土壤类型以冲积土和盐土为主<sup>[33-34]</sup>。

## 2 研究方法

### 2.1 样品采集与测试

2.1.1 样品采集 本次研究于 2024 年 6 月枯水期在黄河三角洲地区采集地表水体 30 组 (海水 1 组, 河水 2 组、水产养殖塘 3 组、天然湿地 24 组), 采样点位置见图 1。采样瓶为体积 1000ml 的聚丙烯瓶, 采样



图1 研究区采样点分布

Fig.1 Sampling sites in the study

前用稀释的丙酮清洗1次，并用待检水样清洗3次。所有样品均4℃低温保存送至中国科学院生态环境研究中心待检。

**2.1.2 样品前处理与富集** 基于山东省黄河段地表水及沉积物中 PFAS 污染现状及检出情况<sup>[35]</sup>，本次研究确定的测试指标包括全氟辛烷磺酸 (PFOS)、全氟辛酸 (PFOA)、全氟壬酸 (PFNA)、全氟己烷磺酸 (PFHxS)、全氟庚酸 (PFHpA)、全氟丁烷磺酸 (PFBS)。参考 Wang 等<sup>[36]</sup>提供的方法对水样中的 PFAS 进行预处理。使用水样抽滤装置及玻璃纤维滤膜过滤水样，添加 10μL 替代物并混匀。依次用 6mL 含 0.1% 氨水的甲醇溶液、6 mL 甲醇和 6 mL 超纯水对固相萃取 SPE 小柱 (Waters Oasis® WAX) 进行活化。将 1 L 水样按 1 滴/秒流速通过 SPE 小柱，使水样中的 PFAS 完全吸附在 SPE 小柱上，待水样全部通过后，用 8 mL 乙酸铵溶液淋洗 SPE 小柱。将 SPE 柱充分抽干后使用 6 mL 含 0.1% 氨水的甲醇溶液洗脱 SPE 小柱，并用 15mL 聚丙烯塑料离心管收集洗脱液。将洗脱液先用高纯氮气吹至 1 mL 以下，再用甲醇定容至 1 mL，经涡旋振荡器混匀后，通过 0.22μm 聚丙烯滤膜转移至 1.5 mL 棕色进样瓶，-20℃ 保存待测。

**2.1.3 样品测试** 采用超高效液相色谱/三重四极杆串联质谱仪 (UPLC-MS/MS, Thermo, USA) 测定 PFAS 污染物质量浓度  $w$ 。所有目标物通过 Waters Acquity C18 液相色谱柱 (2.1×50 mm, 1.7 μm) 分离，柱温 35℃，流动相 A 为 10 mmol/L 乙酸铵水溶液，流动相 B 为甲醇:乙腈 (体积比 8:2) 溶液，流速 0.3 mL/min，进样体积 10 μL。

**2.1.4 质量保证与控制** 实验过程中所有实验器皿均未含氟，并用甲醇和超纯水进行洗涤。每 5 个样品设置实验室空白和基质加标样品进行质量控制，不同 PFAS 检出限、定量限、替代物及回收率见表 1，回收率范围 82.1%~111.6%，相对标准偏差 2.1%~12.4%，空白样品中未检出待测物，测试结果满足实验精度要求。

## 2.2 PMF 源解析

正定矩阵因子源解析 PMF 采用 USEPA 推荐的 PMF 5.0 受体模型对 PFAS 来源进行解析，其原理是将浓度观测数据原始矩阵  $X$  通过因子化解成因子贡献  $G$  和因子残差矩阵  $F$ ，然后基于各种来源的特征差异确定因子贡献率<sup>[37-38]</sup>。

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij} \quad (1)$$

$$u_{ij} = \begin{cases} \frac{5}{6} \times MDL & (X_{ij} \leq MDL) \\ \sqrt{(RSD \times X_{ij})^2 + MDL^2} & (X_{ij} > MDL) \end{cases} \quad (2)$$

式中,  $X_{ij}$  为第  $i$  个样本中 PFAS 种类  $j$  的含量,  $f_{kj}$  为 PFAS 种类  $j$  在来源  $k$  中的含量,  $g_{ik}$  为来源  $k$  对第  $i$  个样本的贡献率,  $e_{ij}$  为残差矩阵;  $u_{ij}$  为第  $i$  个样本中 PFAS 种类  $j$  含量的不确定性,  $RSD$  为 PFAS 种类  $j$  含量的相对标准偏差,  $MDL$  为 PFAS 种类  $j$  的方法检出限。

表 1 不同 PFAS 物质分子式、检出限、定量限、替代物及回收率

Tab.1 Molecular formulas, detection limits, quantitation limits, surrogates and recovery rates for different PFAS

化合物	分子式	检出限/(ng/L)	定量限/(ng/L)	替代物	回收率/%
PFOS	C <sub>8</sub> F <sub>17</sub> SO <sub>3</sub> H	0.019	0.063	<sup>13</sup> C <sub>4</sub> -PFOS	115.0±2.1
PFOA	C <sub>7</sub> F <sub>15</sub> COOH	0.006	0.019	<sup>13</sup> C <sub>4</sub> -PFOA	111.6±12.4
PFNA	C <sub>8</sub> F <sub>17</sub> COOH	0.004	0.014	<sup>13</sup> C <sub>5</sub> -PFNA	107.0±5.3
PFHxS	C <sub>6</sub> F <sub>13</sub> SO <sub>3</sub> H	0.100	0.333	<sup>18</sup> O <sub>2</sub> -PFHxS	93.7±8.4
PFHpA	C <sub>6</sub> F <sub>13</sub> COOH	0.020	0.066	<sup>13</sup> C <sub>2</sub> -PFHpA	86.5±10.3
PFBS	C <sub>4</sub> F <sub>9</sub> SO <sub>3</sub> H	0.214	0.640	<sup>18</sup> O <sub>2</sub> -PFHxS	82.1±9.8

### 2.3 生态风险评估

风险商值法 ( $RQ$ ) 常用于评估水体中各类环境污染物的生态风险<sup>[39-40]</sup>。本研究利用式 1 至式 3 计算 6 种 PFAS 污染物对水域中四类水生生物 (藻类、水蚤、虾类、鱼类) 的校正生态风险商值  $CRQ$ <sup>[41]</sup>:

$$RQ_i = \frac{MEC_i}{PNEC_i} \quad (3)$$

$$PNEC = \frac{EC_{50} \text{ 或 } LC_{50}}{1000} \quad (4)$$

$$RQ_t = \sum RQ_i \quad (5)$$

式中,  $MEC_i$  为水域中第  $i$  种 PFAS 污染物的检测浓度 (ng/L);  $PNEC_i$  为第  $i$  种 PFAS 污染物的预测无效应浓度 (ng/L);  $EC_{50}$  为半数有效浓度 (ng/L);  $LC_{50}$  为半数致死效应浓度 (ng/L);  $RQ_t$  为某生物 PFAS 污染物暴露下的总风险商。 $EC_{50}$  或  $LC_{50}$  由 EPA ECOSAR 2.0 软件中的定量构效关系模型计算, 四类水生生物的  $EC_{50}$  或  $LC_{50}$  见表 2。

表 2 6 种 PFAS 对不同水生生物的毒性数据

Tab.2 Toxicity data of 6 PFAS for different aquatic organisms

PFAS	EC <sub>50</sub> 或 LC <sub>50</sub> (ng/L)				参考文献
	藻类	水蚤	虾类	鱼类	
PFBS	1.40×10 <sup>9</sup>	2.01×10 <sup>9</sup>	3.60×10 <sup>9</sup>	3.80×10 <sup>9</sup>	[42]
PFHpA	7.85×10 <sup>6</sup>	2.45×10 <sup>7</sup>	3.54×10 <sup>7</sup>	4.14×10 <sup>7</sup>	
PFHxS	1.30×10 <sup>8</sup>	1.90×10 <sup>8</sup>	2.20×10 <sup>8</sup>	3.01×10 <sup>8</sup>	
PFOA	1.43×10 <sup>6</sup>	7.44×10 <sup>6</sup>	1.01×10 <sup>7</sup>	1.62×10 <sup>7</sup>	
PFNA	2.56×10 <sup>5</sup>	2.22×10 <sup>6</sup>	2.84×10 <sup>6</sup>	6.26×10 <sup>6</sup>	
PFOS	4.15×10 <sup>6</sup>	1.69×10 <sup>7</sup>	2.37×10 <sup>7</sup>	3.26×10 <sup>7</sup>	

生态风险水平根据所计算的  $RQ$  值可以分为 4 个等级: 高风险 ( $RQ > 0.50$ )、中风险 ( $RQ = 0.10 - 0.50$ )、低风险 ( $RQ = 0.01 - 0.10$ )、无风险 ( $RQ < 0.01$ )<sup>[43]</sup>。

### 2.4 基于源导向的生态风险评估

基于 PMF 模型解析获取各类 PFAS 污染物对不同污染源的贡献结果和生态风险评估结果, 计算不同 PFAS 污染物对生态风险的贡献率<sup>[44-45]</sup>, 计算公式为:

$$B_{n,RQ} = \sum C_{i,n} \times RQ_i \quad (6)$$

$$D_{n,RQ} = \frac{C_{i,n}}{B_{n,RQ}} \quad (7)$$

式中,  $B_{n,RQ}$  为第  $n$  类污染源中的生态风险商值;  $C_{i,n}$  为第  $n$  类污染源中 PFAS 污染物  $i$  的质量浓度,  $D_{n,RQ}$  为第  $n$  类污染源中生态风险商值的贡献率。

## 2.5 数据处理与分析

水体中各类 PFAS 污染物数据采用 Excel 整理, 描述统计与相关分析使用 SPSS 22.0 完成, 采样点位置及 PFAS 空间分布利用 Surfer 28.0 完成, 正定矩阵因子源解析采用 PMF5.0 完成, 生态风险关系图通过 R 语言绘制, 其他图件由 Grapher 14.0 完成。

## 3 结果与讨论

### 3.1 统计特征与检出率

研究区 6 种 PFAS 污染物统计与检出结果见表 3。PFBS、PFHpA、PFHxS、PFNA 和 PFOS 的检出率 30%~96.67%, 最小值为 ND (未检出), PFHpA 最大值为 36.20 ng/L, 量级为中等水平。而 PFOA 检出率 100%, 所有样品点均有检出, 质量浓度  $w$  为 8.06~461.32 ng/L, 最大值远超过我国《生活饮用水卫生标准 GB 5749-2022》规定的 PFOA 限值 80 ng/L<sup>[46]</sup>。

变异系数可以反映该元素在介质中的均匀性和变异程度, 按大小依次分为小变异 (0~15%)、中等变异 (15~35%) 和高度变异 (>35%), 值越大, 表明元素在介质中的含量越不均匀, 受人类活动或其他因素影响越大<sup>[47]</sup>。由表 3 可知, 污染物变异系数 137.3(PFOS) > 137.0(PFHxS) > 116.2(PFNA) > 115.5(PFHpA) > 95.3(PFBS) > 87.3(PFOA), 均表现为高度变异, 表明区内各类 PFAS 污染物浓度空间分布差异性大, 可能受不同污染源的显著影响。

表 3 研究区 6 种 PFAS 污染物描述统计与检出率

Tab.3 Statistical table of groundwater components and characteristic pollutants

描述	质量浓度 $w$ (ng/L)					
	PFBS	PFHpA	PFHxS	PFOA	PFNA	PFOS
最小值	ND	ND	ND	8.06	ND	ND
最大值	11.40	36.20	10.18	461.32	17.81	5.24
平均值	3.12	8.65	1.99	97.49	3.08	0.90
中位数	2.09	5.15	0.50	83.99	2.00	0.35
变异系数%	95.36	115.51	137.00	87.33	116.26	137.30
检出率%	83.33	80.00	33.33	100.00	96.67	30.00

### 3.2 PFAS 空间分布特征

$\sum_6$ PFAS  $w$  为 6 种污染物的总质量浓度, 其空间分布与 PFAS 污染物检出数量见图 2a: 黄河干流仅检出 PFOA, 浓度 18.24 ng/L; 黄河北岸 PFAS 检出数量 2~4 种为主, 少量检出大于 5 种,  $\sum_6$ PFAS 浓度 26.39~234.64 ng/L; 黄河南岸 PFAS 检出数量 5~6 种为主, 少量检出小于 4 种,  $\sum_6$ PFAS 浓度 73.90~500.51 ng/L。6 种 PFAS 污染物中, PFOA 浓度占比 68.30%~94.68%, 构成最主要的污染物之一, 其空间分布图 2b 表明黄河南岸 PFOA 浓度较北岸大。结合污染源分布情况 (图 1), 同北岸相比, 南岸分布较多的石化类化工园区, 可能是南岸 PFAS 检出频率高, 浓度大, 污染情况较北岸严重的主要原因。此外, 毗邻黄河南岸的小清河流域由于含氟聚合物生产与废水排放, 地表水体与沉积物也大量检出高浓度 PFOA<sup>[25]</sup>, 也印证了这一结论。

### 3.3 源解析结果

3.3.1 PFAS 相关性分析 相关性分析可以在一定程度上反映污染物之间的内在联系<sup>[48-49]</sup>, 同一地域各 PFAS 污染物之间的显著相关性表明它们具有共同来源或相似的环境路径<sup>[50]</sup>。黄河三角洲湿地水体中 PFAS 污染物相关分析结果见图 3。在 0.001 置信水平下, PFBS、PFHpA 与 PFHxS 三者之间相关系数 0.84、0.88 和 0.93, 同源性极强; PFNA 与 PFOA、PFOS 的相关系数分别为 0.85 和 0.62, 表明污染源之间也具有一定的关系或环境路径相似。

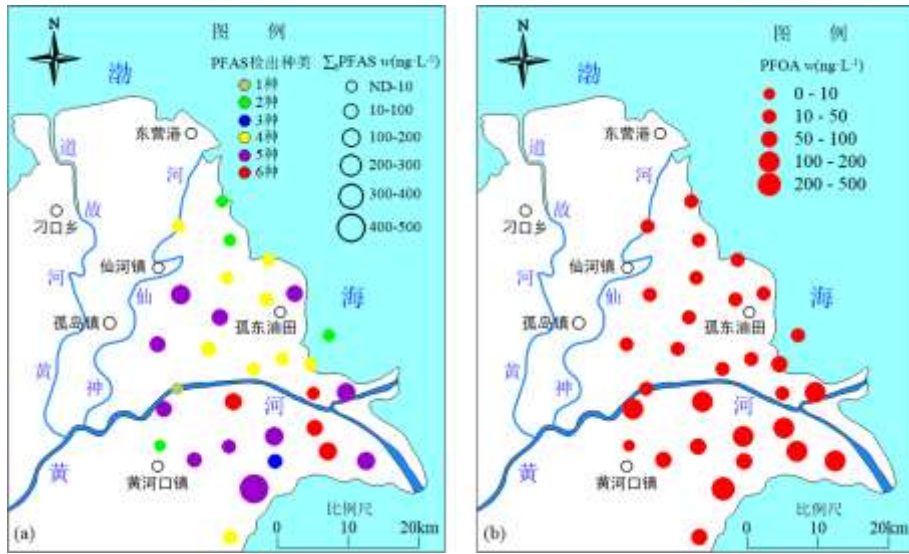


图2 PFAS 污染物检出数与总浓度 (a) 及 PFOA (b) 空间分布

Fig.2 Spatial distribution of detections and total concentrations of PFAS contaminants

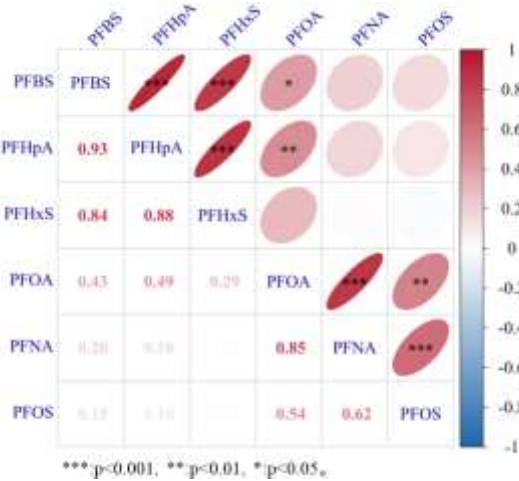


图3 水体中 PFAS 污染物相关性热图

Fig.3 Heat map of PFAS contaminant correlation in water

3.3.2 污染源组成与贡献率 采用 PMF 5.0 受体模型对黄河三角洲地表水体种的 PFAS 来源进行解析。PMF 模型结合  $Q_{Robust}/Q_{True}$  比值与 Bootstrap (BS)、Displacement (DISP)、Bootstrap-Displacement (BS-DISP) 等误差评估结果, 确定源解析因子数量<sup>[51-52]</sup>。在 20 次基准运行和随机种子数条件下, 通过对比 3~5 个因子数量的  $Q_{Robust}/Q_{True}$  比值与误差评估结果, 确定最优因子数量。当因子数量设定为 4 和 5 时,  $Q_{Robust}/Q_{True}$  比值为 0.68 和 0.48, 且 DISP 和 BS-DISP 结果显示存在大量因子互换, 表明模型过拟合。当因子数量设定为 3 时,  $Q_{Robust}/Q_{True}$  比值为 0.72, BS 运算中因子 1 和因子 2 的匹配度为 100%, DISP 出现 3 次因子互换, BS-DISP 可接受结果占比达 95%, 且模拟值与观测值的总体拟合系数  $R^2$  为 0.998 (图 4), 表明 PMF 模型的来源分析结果可靠, 因子数量 3 可以准确反映污染源种类。

6 种典型 PFAS 污染物的 PMF 源成分谱见图 5。因子 1 对 PFBS、PFHpA 和 PFHxS 的解释分别为 71.20%、76.25% 和 84.68%, 这与短链 PFAS 替代品有关。随着对长链 PFAS (如 PFOS) 的管控加强, PFBS 作为替代品被用于电子产品、工业润滑剂、清洁剂以及部分纺织品处理中, 相关工业的废水排放是

水体中 PFBS 的重要来源<sup>[53]</sup>。PFHxS, 广泛用作水性成膜泡沫 (AFFF) 的成分, 在军事基地、机场等场所的消防演练中大量使用<sup>[54]</sup>, 也作为 PFOS 的短链替代物, 应用于半导体制造、纺织品防水处理及清洁剂生产等领域<sup>[55]</sup>。PFHpA 通常作为氟聚合物生产过程中的中间体或降解产物出现, 长链 PFAS 在环境中的降解可能生成较短链的 PFHpA, 部分工业润滑剂和表面活性剂中也可能直接使用 PFHpA<sup>[56]</sup>。结合 PFBS、PFHpA 和 PFHxS 三者相关系数 0.84~0.93 (图 3), 可以解释为同一污染源。因此, 将因子 1 定义为以消防泡沫工业生产与废水排放为主的短链 PFAS 污染源。

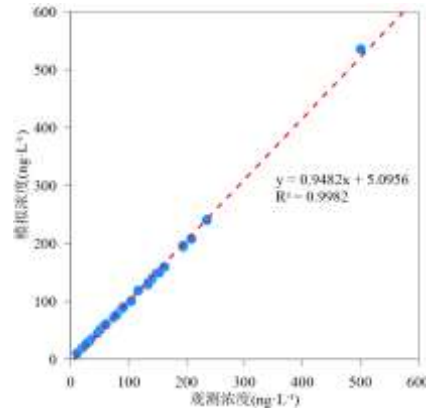


图 4 PMF 模型观测浓度与模拟浓度对比

Fig.4 PMF model observed vs. simulated concentration

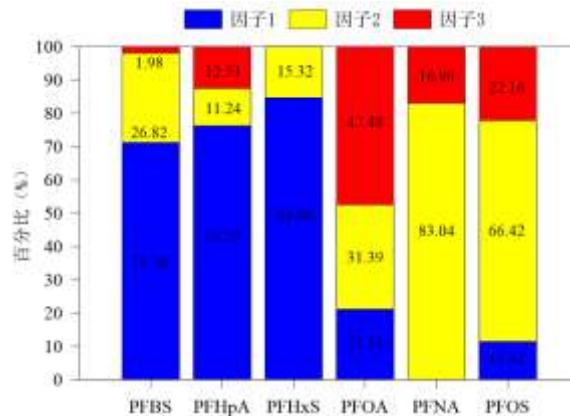


图 5 6 种 PFAS 污染物 PMF 源成分谱

Fig.5 Source composition spectrum of six contaminants of PFAS derived from PMF model

因子 2 对 PFNA、PFOS 和 PFOA 的解释为 83.04%、66.42%和 31.39%。PFOS、PFOA 贡献较大, PFNA 贡献高度集中, 这与传统长链 PFAS 工业源有关。PFOS 因其出色的表面活性, 曾被广泛应用于纺织、电镀、石化行业<sup>[57]</sup>, 或用作于抑雾剂<sup>[58]</sup>, 也作为全氟辛基磺酰胺 (EtFOS) 的主要降解产物之一<sup>[59]</sup>。随着国家对 PFOS 实行了大力管控政策, 禁止其生产、流通、使用和进出口<sup>[13]</sup>, 结合区内 PFOS 浓度水平 ND~5.24 ng/L, 检出率 30% (表 3), 表明 PFOS 的替代使用和有效管控也取得了明显效果, 故推测因子 2 中的 PFOS 主要来源于前体化合物降解。与 PFOS 相比, PFNA 用于防水、防油功能的涂层和表面处理剂, 或来源于前体物的环境降解<sup>[60]</sup>。Pan 等<sup>[61]</sup>研究表明, 若  $PFOA/PFNA < 7$ , PFNA 污染主要来源于间接来源; 若  $7 \leq PFOA/PFNA \leq 15$ , PFNA 污染主要来源于工业直接排放; 若  $PFOA/PFNA \geq 15$ , PFNA 污染主要来源于前体物的环境降解。研究区除水点 W13 和 W18 外, 其余样品 PFOA/PFNA 比值均大于 15 (图 6), 说明区内 PFNA 主要来源于前体化合物降解。PFNA 与 PFOS 相关系数为 0.62 (图 3), 也印证

了两者经历了相似的环境路径。因此，可将因子 2 定义为前体化合物降解污染源。

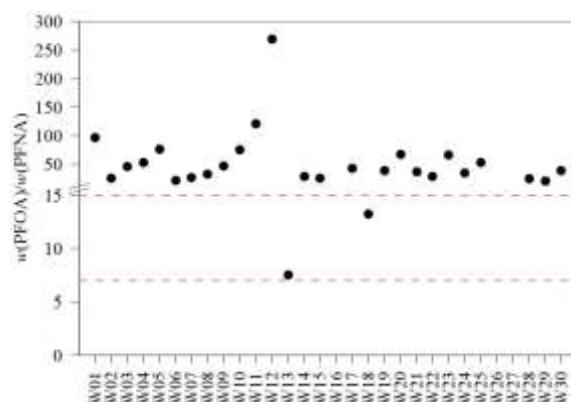


图 6 水样中 PFOA/PFNA 比值

Fig.6 Table 3 Ratio of PFOA/PFNA in the water samples

因子 3 对 PFOA 的解释为 47.48%，与 PFOA 相关的特定工业污染源相关。PFOA 是生产聚四氟乙烯（PTFE）的乳化剂和加工助剂，通常与含氟聚合物的制造和加工有关<sup>[62]</sup>。此外，某些长链 PFAS 在环境中可能降解生成 PFOA<sup>[24]</sup>。研究区南部的小清河流域地表水体与沉积物也大量检出 PFOA，与含氟聚合物生产直接相关<sup>[25]</sup>。区内 PFOA 检出率为 100%，浓度水平 8.06~461.32 ng/L（表 3），且对区内的  $\Sigma_6$ PFAS 污染总贡献为 53.59%，构成最主要的污染源之一，因此可将因子 3 定义为含氟化合物工业生产与废水排放。

不同因子对各采样点  $\Sigma$ PFAS 总浓度的贡献见图 7。总体而言，因子 1 平均贡献为 23.60%，因子 2 平均贡献为 32.01%，因子 3 平均贡献为 44.39%。具体到采样点，海水采样点 W17，因子 2 和因子 3 的贡献率分别为 19.18%和 80.82%，因子 1 贡献率为 0，不受金属电镀工业影响；黄河水 W11，因子 1 和因子 3 的贡献率分别为 9.25%和 90.75%，因子 1 贡献率为 0，未受农业污染影响，也印证了黄河自花园口以下为地上悬河，黄河水补给周边渠系或地下水，是源不是汇；神仙河采样点 W21，因子 1、因子 2 和因子 3 的贡献率分别为 20.13%、24.10%和 55.76%，因子 3 为主要贡献源；水产养殖采样点 W02、W08 和 W22，因子 1 贡献率 0~3.63%，因子 2 贡献率 62.82%~67.53%，因子 3 贡献率 31.78%~36.07%，主要受农业活动与水产养殖、含氟化合物工业生产污染源有关。湿地采样点 24 个，各污染源贡献率差异较大。总体而言，因子 3 在区内的总贡献率最大，因子 1 和因子 2 贡献率基本一致。

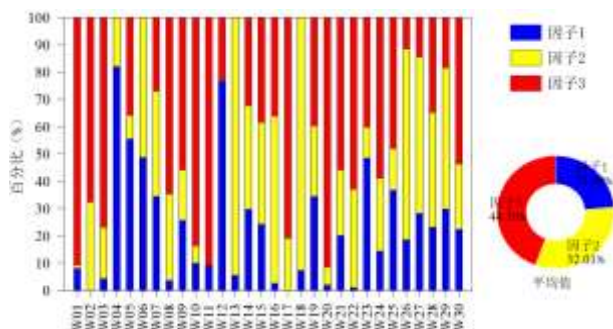


图 7 各因子对采样点  $\Sigma$ PFAS 总浓度贡献

Fig.7 Contribution of each factor to the total concentration of  $\Sigma$ PFAS at the sampling sites

### 3.4 生态风险

本研究假设各污染物对水生生物危害呈相加关系， $\Sigma_6$ PFAS 可能高估或低估总的生态风险水平。研究区 4 种典型水生生物 PFAS 浓度水平暴露下的风险商值见图 8。结果表明，PFOA、PFNA 对藻类的生态威

胁为中风险和低风险；PFOA对水蚤、虾类和鱼类的生态威胁已构成低风险水平，需要引起注意。总体而言，PFOA、PFNA生态风险较大，PFHpA、PFOS生态风险次之，PFBS、PFHxS生态风险较小， $\Sigma_6$ PFAS生态风险水平与PFOA数量级一致。

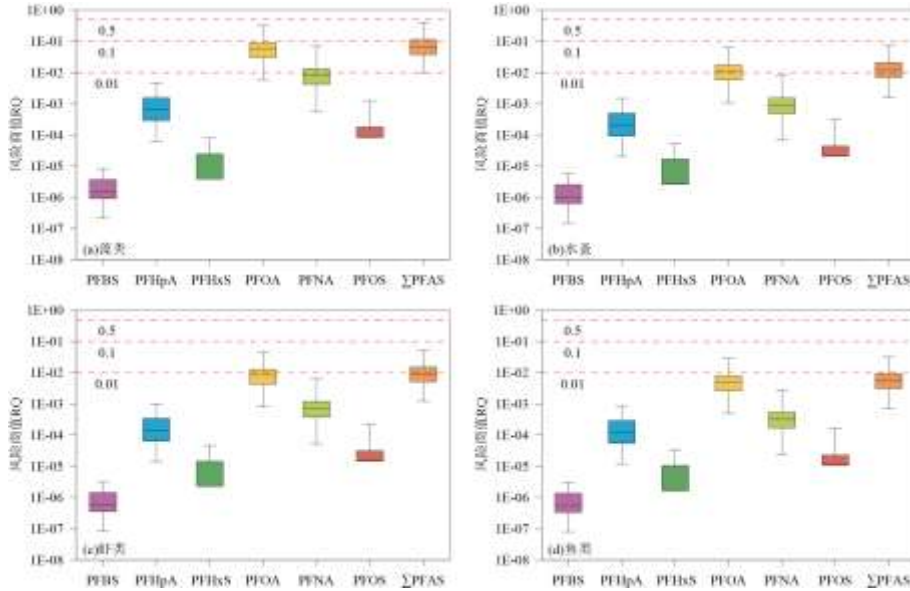


图 8 4 种典型水生生物 PFAS 浓度水平暴露下风险商值箱图

Fig.8 Box plots of risk quotient under exposure to PFAS for 4 typical aquatic organisms

上述研究表明 PFOA 对区内的生态风险较大，为进一步确定各因子贡献，绘制了不同污染源贡献下 4 种典型水生生物 PFOA 暴露下的风险商值箱图，结果见图 9。结果表明，因子 1、因子 2 和因子 3 贡献下的 PFOA 均对藻类构成了生态风险，其中因子 1、因子 2 为低风险水平，因子 3 达到了中风险水平。因子 1、因子 2 作用下水蚤和虾类的 RQ 最大值达到低风险水平，而因子 3 作用下水蚤、虾类和鱼类的 RQ 最大值均达到了低风险水平。可见，因子 3 构成区内最主要的 PFOA 生态风险污染源。

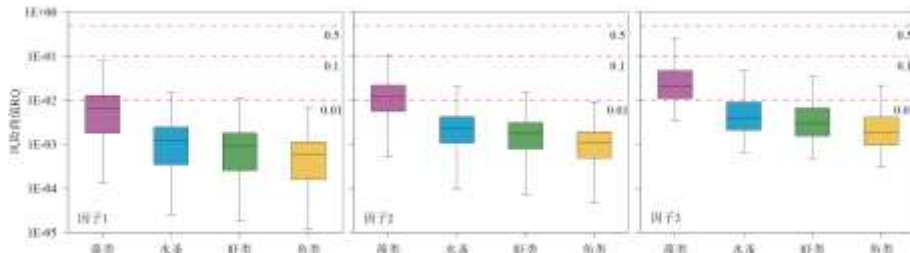


图 9 不同污染源贡献下 4 种水生生物 PFOA 风险商值箱图

Fig.9 Box plots of PFOA risk quotient for 4 aquatic organisms under different pollution source contributions

基于生态风险商值，结合 PMF 模型解析结果对研究区水体中的 PFAS 污染进行分析，结果如图 10。因子 3 含氟化合物工业生产源是该区 $\Sigma_6$ PFAS 浓度最主要的贡献源，对 PFOA 贡献了 96.17%，因子 1 和因子 2 污染源对 PFOA 的贡献也达到了 66.37%和 85.36%。因子 1 对藻类、水蚤、虾类和鱼类的生态风险贡献 18.82%、20.54%、20.36%和 21.37%，因子 2 对 4 种水生生物的生态风险贡献 34.57%~38.68%，而因子 3 相应的生态风险贡献达到了 42.50%~44.06%，生态风险逐渐增大。可见，PFOA 是研究区首控的 PFAS 污染物清单，3 类污染源对 PFOA 的贡献也都处于高水平，对 4 种水生生物构成生态威胁已经不容忽视，应加强区内 3 类污染源的有效监管。

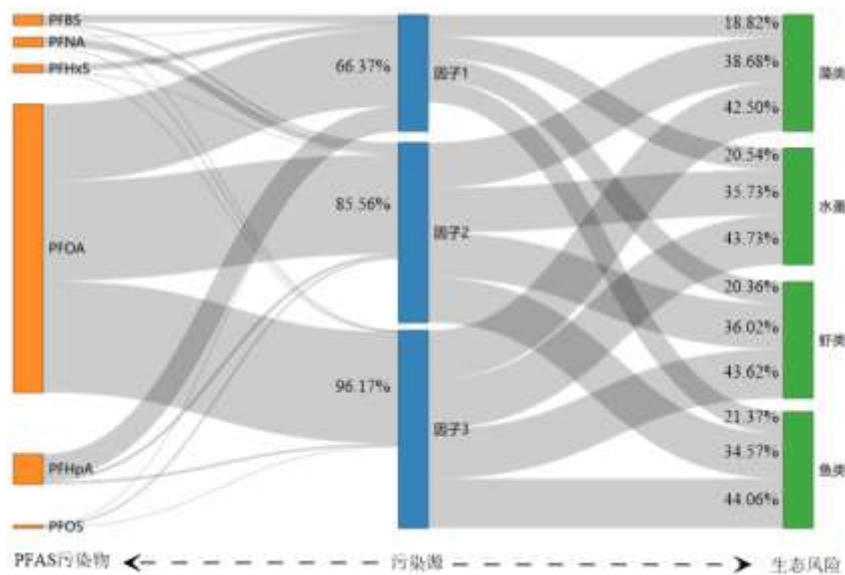


图 10 PFAS 污染物、污染源因子与水生生物生态风险关系

Fig.10 Relationship between PFAS contaminants, source factors, and aquatic lives ecological risk

### 3.6 下一步对策建议

在目前暴露和风险水平下，PFOA在地表水体中检出频率高、浓度和生态风险大，是黄河三角洲地区首要关注的 PFAS 污染物，PFNA 检出率高，也存在生态风险需要给予一定的关注。PFOS 在区内检出频率和浓度处于低水平，这与珠江三角洲、长江三角洲地区 PFOS 生态风险存在显著差异<sup>[9,13]</sup>。结合预案解析和生态风险评估结果，下一步建议包括：强制氟化工企业采用替代工艺，源头严控 PFOA 的使用，升级氟化工企业废水处理设施，过程阻断 PFOA 的排放；PFOA 对区内藻类生态风险威胁最大，考虑到 PFOA 高生物富集性的特点，应加强区内藻类、虾类、鱼类等水生生物的优先管控研究；本次研究 PFAS 种类数量有限，水体中可能存在更多的 PFAS 种类，需要进一步研究以评估它们的综合风险。

## 4 结论

(1) 黄河三角洲湿地地表水体中 6 种 PFAS 污染物中 PFOA 检出率为 100%，最大检出浓度为 461.32 ng/L，PFOS 检出率为 30%，PFNA、PFBS、PFHpA 和 PFHxS 检出率 33.3%~96.67%，6 种 PFAS 污染物中，PFOA 浓度占比 68.30%~94.68%，构成最主要的污染物之一。受研究区产业布局影响，黄河南岸 PFAS 检出数量多，浓度较北岸严重。

(2) PMF 源解析与相关分析结果表明区内 PFAS 主要存在 3 类污染来源，消防泡沫工业生产与废水排放源 (23.60%)、前体化合物降解污染源 (32.01%) 和含氟化合物工业生产与废水排放源 (44.39%)。

(3) 选取的 4 种典型水生生物中，PFOA、PFNA 对藻类的生态威胁为中风险和低风险，PFOA 对水蚤、虾类和鱼类的生态威胁已构成低风险水平，需要引起注意。

(4) 基于源导向的生态风险评估表明，含氟化合物工业生产与废水排放源和 PFOA 构成区内最主要的生态风险，对 4 种水生生物生态风险贡献达到了 42.50%~44.06%。研究区对 PFOA 的管控面临严峻形势，建议强制氟化工企业采用替代工艺和升级氟化工企业废水处理设施以严控 PFOA 的排放。

致谢：本实验的测试工作由中国科学院生态环境研究中心李圆圆副研究员等协助完成，在此表示感谢。

## 5 参考文献

[1] Wang P, Huang XY, CAO ZW, et al. Challenges regarding the co-emission of emerging pollutants to eco-environmental monitoring and management. *Environmental Science*, 2022, 43(11): 4801-4809. DOI:10.13227/j.hjlx.202205344. [王佩, 黄欣怡, 曹致纬等. 新污染

物共排放对生态环境监测和管理的挑战. 环境科学, 2022, 43(11): 4801-4809.]

[2] Jin HB, Shan GQ, Zhu LY, et al. Perfluoroalkyl acids including isomers in tree barks from a Chinese fluorochemical manufacturing park: implication for airborne transportation. DOI: 10.1021/acs.est.7b06241. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(4): 2016-2024.

[3] Chen Y, Fu J, Ye T, et al. Occurrence, profiles, and ecotoxicity of poly- and perfluoroalkyl substances and their alternatives in global apex predators: A critical review. DOI: 10.1016/J.JES.2021.03.036. *Journal of Environmental Sciences*, 2021, 109(22):219-236.

[4] Wang SL, Cao XZ. Contamination Characteristics and Potential Ecological Risks of Typical Perfluoroalkyl Substances in the Water and Sediment of Coastal Tourism Resorts in Shandong Province. *Environmental Science*, 2020, 41(12): 5428-5437. DOI:10.13227/j.hjcx.202003286. [王世亮, 曹雪稚. 山东省滨海旅游度假区水体环境典型全氟化合物污染特征及潜在生态风险. 环境科学, 2020, 41(12):5428-5437.]

[5] Wang L, Chen L, Wang J, et al. Spatial distribution, compositional characteristics, and source apportionment of legacy and novel per- and polyfluoroalkyl substances in farmland soil: a nationwide study in mainland China. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 470:134238. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.134238.

[6] Xiang Q, Shan GQ, Wu W, et al. The distribution of per- and poly-fluoroalkyl substances in the global marine water. *China Science Bulletin*, 2019, 64(9):910-922. DOI: 10.1360/N972019-00033. [向前, 单国强, 郭畏等. 全氟/多氟烷基化合物在全球海洋水体中的污染演变趋势研究进展. 科学通报, 2019, 64(9):910-922.]

[7] Wang XX, Zhang H, Wang YP, et al. Contamination levels and exposure risk via drinking water from perfluoroalkyl acids in seven major drainage basins of China. *Environmental Science*, 2018, 39(2):703-710. DOI:10.13227/j.hjcx.201705100. [王鑫璇, 张鸿, 王艳萍等. 中国七大流域全氟烷基酸污染水平与饮水暴露风险. 环境科学, 2018, 39(2):703-710.]

[8] Liu HR, Xing JY, Ren WJ. Research progress on distribution, transportation, and control of per- and polyfluoroalkyl substances in Chinese soils. *Environmental Science*, 2024, 45(1):376-385. DOI:10.13227/j.hjcx.202301055. [刘浩然, 邢静怡, 任文杰. 中国土壤中全氟和多氟烷基物质的分布、迁移及管控研究进展. 环境科学, 2024, 45(1):376-385.]

[9] Bian RJ, Stubbings WA, Li FB, et al. Distribution, Partitioning, Source Apportionment, and Ecological Risk Assessment of Legacy and Emerging PFAS in Water and Sediment of the Pearl River Delta. *ACS ES&T Water*, 2025, 5:253-263. DOI: 10.1021/acsestwater.4c00828.

[10] Zhang RL, Zhang RJ, Zou SC, et al. Occurrence, Distribution and Ecological Risks of Fluoroquinolone Antibiotics in the Dongjiang River and the Beiji River, Pearl River Delta, South China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2017, 99 (1), 46-53. DOI: 10.1007/s00128-017-2107-5.

[11] Pan CG, Ying GG, Liu YS, et al. Contamination profiles of perfluoroalkyl substances in five typical rivers of the Pearl River Delta region, South China. *Chemosphere*, 2014, 114:16-25. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.04.005.

[12] Liu B, Zhang H, Xie L, et al. Spatial distribution and partition of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in rivers of the Pearl River Delta, southern China. *Science of the Total Environment*, 2015, 524-525, 1-7. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.004.

[13] Jin M, Liu LJ, Zhao B, et al. Pollution characteristics and risk assessment of perfluoroalkyl substances in surface water from Yangtze River Delta. *Environmental Chemistry*, 2023, 42(7):2153-2162. DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2022022002. [金梦, 刘丽君, 赵波, 等. 长三角地区水体中全氟化合物的污染特征及风险评价. 环境化学, 2023, 42(7):2153-2162.]

[14] Tang CJ, Zhao Z, Zhong HB, et al. Simulation of transport fate of PFOS and precursors in the Yangtze River Delta. *Environmental Science & Technology*, 2024, 47(5):188-199. DOI: 10.19672/j.cnki.1003-6504.2358.23.338. [唐财俊, 赵祯, 钟昊斌等. 长三角全氟辛酸磺酸及前体物的迁移归趋模拟. 环境科学与技术, 2024, 47(5):188-199.]

[15] 刘晓雷. UPLC-MS/MS 联用检测长江三角洲地区全氟及多氟化合物的含量特征分布[学位论文]. 河北师范大学, 2018.

[16] Zheng BH, Liu XL, Guo R, et al. Distribution characteristics of poly - and perfluoroalkyl substances in the Yangtze River Delta. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, 61:97-109. DOI: 10.1016/j.jes.2017.09.015.

[17] Zhu Y, Tao S, Sun JT, et al. Multimedia modeling of the PAH concentration and distribution in the Yangtze River Delta and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 2019, 647:962-972. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.075.

[18] Hua ZL, Yu L, Liu XD, et al. Perfluoroalkyl acids in surface sediments from the lower reach Yangtze River: Occurrence, distribution,

- sources, inventory, and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 2021,798:149332. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149332.
- [19] Yang ZK, Zhang T, Tan S. Comprehensive assessment of pollution status, health risks and source apportionment of heavy metals in surface wetland soils of Yellow River Delta using Monte Carlo simulation and positive matrix factorization. *Environmental Geochemistry and Health*, 2025,47(29):1-15. DOI: 10.1007/s10653-024-02346-z.
- [20] Pan YT, Zhang HX, Cui QQ, et al. Worldwide distribution of novel perfluoroether carboxylic and sulfonic acids in surface water. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(14):7621-7629. DOI: 10.1021/acs.est.8b00829.
- [21] Zhao P, Xia X, Dong J, et al. Short and long chain perfluoroalkyl substances in the water, suspended particulate matter, and surface sediment of a turbid river. *Science of the Total Environment*, 2016, 568: 57-65. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.221.
- [22] Wang P, Lu YL, Wang TY, et al. Occurrence and transport of 17 perfluoroalkyl acids in 12 coastal rivers in south Bohai coastal region of China with concentrated fluoropolymer facilities. *Environmental Pollution*, 2014, 190: 115-122. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.03.030.
- [23] Wang RM, Zhang J, Yang YY, et al. Emerging and legacy per-and polyfluoroalkyl substances in the rivers of a typical industrialized province of China: Spatiotemporal variations, mass discharges and ecological risks. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10:986719. DOI: 10.3389/fenvs.2022.986719.
- [24] Wang P, Lu YL, Wang TY, et al. Shifts in production of perfluoroalkyl acids affect emissions and concentrations in the environment of the Xiaoqing River Basin, China. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 307: 55-63. DOI:10.1016/j.jhazmat.2015.12.059.
- [25] Song XW, Vestergren R, Shi YL, et al. Emissions, transport, and fate of emerging per- and polyfluoroalkyl substances from one of the major fluoropolymer manufacturing facilities in China. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(17): 9694-9703. DOI: 10.1021/acs.est.7b06657.
- [26] Colomer-Vidal P, Jiang LF, Mei WP, et al. Plant uptake of perfluoroalkyl substances in freshwater environments (Dongzhulong and Xiaoqing Rivers, China). *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 421: 126768. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126768.
- [27] Wu QT, Bian FH, Eller F, et al. Pollution levels and toxicity risks of heavy metals in different reed wetland soils following channel diversion in the Yellow River Delta. *Wetlands*,2022,42(4):1-13. DOI: 10.1007/s13157-022-01547-5.
- [28] Liu T, Zhao CS, Chen QF, et al. Characteristics and health risk assessment of heavy metal pollution in atmospheric particulate matter in different regions of the Yellow River Delta in China. *Environmental Geochemistry and Health*, 2022, 45(5):2013-2030. DOI: 10.1007/s10653-022-01318-5.
- [29] Yang Z, Sui H, Zhang T, et al. Response of surface soil microbial communities to heavy metals and soil properties for five different land-use types of Yellow River Delta. *Environmental Earth Sciences*, 2023, 82(24):1-13. DOI: 10.1007/s12665-023-11291-6.
- [30] Miao X, Hao Y, Zhang F, et al. Spatial distribution of heavy metals and their potential sources in the soil of Yellow River Delta: A traditional oil field in China. *Environmental Geochemistry and Health*,2019,42(1):7-26. DOI: 10.1007/s10653-018-0234-5.
- [31]秦玉广, 李秀启, 陈秀丽,等. 黄河三角洲滨海湿地土壤石油污染危害及生物修复技术. 湖北农业科学, 2011, 50(19): 3924-3928.
- [32]Cheng QL, Chang HP, Yang X, et al. Salinity and nutrient modulate soil bacterial communities in the coastal wetland of the Yellow River Delta, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021,28(12):14621-14631. DOI: 10.1007/s11356-020-11626-x.
- [33]Yu BW, Zang Y, Wu C, et al. Spatiotemporal dynamics of wetlands and their future multi-scenario simulation in the Yellow River Delta, China. *Journal of environmental management*, 2024, 353:120193. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.120193.
- [34]Wang W, Cheng X, Gao XB, et al. The genesis of groundwater chemistry in Yellow River Delta: A case study of Gudao Town, Dongying City, Shandong Province. *Earth Science Frontiers*, 2025, 32(2): 469-483. DOI: 10.13745/j.esf.sf.2023.12.30. [王威,程行,高旭波等.黄河三角洲地区地下水水质成因研究:以山东省东营市孤岛镇为例.地学前缘,2025,32(2):469-483.]
- [35]Wang XB, Chen WJ, Guo QW, et al. Current status and risk assessment of perfluoroalkyl acids in surface water and sediments of the Yellow River in Shandong, China.*Emerging Contaminants*,2025,11(1):100391. DOI: 10.1016/j.emcon.2024.100391.
- [36]Wang SQ, Cai YZ, Ma LY, et al. Perfluoroalkyl substances in water, sediment, and fish from a subtropical river of China: environmental behaviors and potential risk. *Chemosphere*, 2022, 288:132513. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132513.
- [37]Pan YJ, Sha AM, Han WJ, et al. Identifying spatial drivers of soil heavy metal pollution risk integrating positive matrix factorization, machine learning, and multi-scale geographically weighted regression. *Journal of Hazardous Materials*,2024,485:136841. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.136841.

- [38] Wen JL, Li Y, Li Y, et al. The spatial distribution, source and risk of polycyclic aromatic hydrocarbon in surface sediments of Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2024,36(4):1082-1095. DOI: 10.18307/2024.0422. [温佳乐,李岩,李晔等.太湖表层沉积物多环芳烃的空间分布、来源及其风险.湖泊科学,2024,36(4):1082-1095.]
- [39]Lv JP, Guo CS, Liang SX, et al. Partitioning behavior, source identification, and risk assessment of perfluorinated compounds in an industry- influenced river. *Environmental Sciences Europe*,2019,31(1):1-10. DOI: 10.1186/s12302-019-0251-8.
- [40] Liu JC, Zheng CY, Ren JH, et al. Adsorption characteristics of perfluorinated compounds from colloids in the river-lake system of the plain and their ecological risk. *Journal of Lake Sciences*, 2021,33(6):1714-1726. DOI: 10.18307/2021.0609. [刘建超,郑超亚,任静华等.平原河湖系统中典型全氟化合物的胶体吸附特征及生态风险评估.湖泊科学,2021,33(6):1714-1726.]
- [41]李亮.中国水域中全氟化合物的分布特征及其在 VUV/亚硫酸盐/碘化物体系中的脱氟研究[学位论文].重庆大学,2023.
- [42]黄家浩.淮河流域湖泊全氟化物多介质赋存特征及风险评估[学位论文].苏州科技大学,2022.
- [43]Hernando MD, Mezcuca M, Fernández-Alba AR, et al. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in waste water effluents, surface waters and sediments. *Talanta*, 2006, 69(2):334-342. DOI: 10.1016/j.talanta.2005.09.037.
- [44] Chen L, Zou ZH, Zhang PZ, et al. Health risk assessment of heavy metals in soils of a city in Guangdong province based on source oriented and Monte Carlo models. *Environmental Science*,2024,45(5):2983-2994. DOI: 10.13227/j.hjcx.202305270. [陈莲,邹子航,张培珍等.基于源导向和蒙特卡罗模型的广东省某城市土壤重金属健康风险评估.环境科学,2024,45(5):2983-2994.]
- [45]Shen C, Huang S, Wang M, et al. Source-oriented health risk assessment and priority control factor analysis of heavy metals in urban soil of Shanghai. *Journal of Hazardous Materials*,2024,480:135859. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.135859.
- [46] GB 5749-2022, 生活饮用水卫生标准.
- [47] Guo ZJ, Zhou YL, Yang Z, et al. Discussion on key issues of geochemical monitoring of soil heavy metal in Xiong'an new district . Research of *Environmental Science*, 2020,41(9):4169-4179. DOI: 10.13227/j.hjcx.202002134. [郭志娟,周亚龙,杨峥等.雄安新区土壤重金属地球化学监测关键问题探讨.环境科学,2020,41(9):4169-4179.]
- [48] Jiang YL, Yu J, Wang R, et al. Source analysis and pollution assessment of soil heavy metals in typical geological high background area in Southeastern Chongqing. *Environmental Science*, 2023, 44(7): 4017-4026. DOI: 10.13227/j.hjcx.202207074. [蒋玉莲,余京,王锐,等.渝东南典型地质高背景区土壤重金属来源解析及污染评价.环境科学,2023, 44(7): 4017-4026.]
- [49] Xia YL, Zhou LJ, Wu JN, et al. Pollution characteristics and ecological risks of biocides in the lake sediments of the middle and lower reaches of the Changjiang River, China. *Journal of Hazardous Materials*, 2023,35(1):203-215. DOI: 10.18307/2023.0114. [夏炎雷,周丽君,吴佳妮等.长江中下游地区湖泊沉积物杀生剂污染特征及生态风险.湖泊科学,2023,35(1):203-215.]
- [50] Chen Y, Wei LJ, Luo W, et al. Occurrence, spatial distribution, and sources of PFASs in the water and sediment from lakes in the Tibetan Plateau. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 443:130170. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.130170.
- [51] Sheng YJ, Gao W, Cao M, et al. Enhancing source apportionment of carbon, nitrogen, and phosphorus through integrating PMF and observed source profiles in a subtropical river. *Heliyon*, 2024, 10(18):e38190. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e38190.
- [52] Jin M, Wu JL, Zhan SE et al. Distribution, sources and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons(PAHs) in waters of Amu Darya Basin, Uzbekistan. *Journal of Hazardous Materials*, 2022,34(3):855-867. DOI: 10.18307/2022.0312. [金苗,吴敬禄,占水娥等.乌兹别克斯坦阿姆河流域水体中多环芳烃的分布、来源及风险评估.湖泊科学,2022,34(3):855-867.]
- [53] Wu Ting, Sun SW, Fan JP, et al. Comparison of health risk from sources of perfluoroalkyl substances in Taihu lake for different years. *Environmental Science*, 2022, 43(9): 4513-4521. DOI: 10.13227/j.hjcx.202111235. [武婷,孙善伟,樊境朴等.不同年份太湖水域全氟化合物健康风险源解析对比.环境科学,2022, 43(9): 4513-4521.]
- [54] Zhong HF, Liu WC, Li NQ, et al. Assessment of perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS) related compounds degradation potential: Computational and experimental approaches. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 436:129240. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.129240.
- [55]Zeng JW, Liu K, Liu X, et al. Driving factor, source identification, and health risk of PFAS contamination in groundwater based on the self-organizing map. *Water Research*, 2024, 267: 122458. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122458.
- [56] Li BJ, Chen JY, Liu ZZ, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of perfluorinated compounds in PM2.5 in Zhejiang Province. *Environmental Science*, 2022, 43(2): 639-648. DOI: 10.13227/j.hjcx.202104054. [李冰洁,陈金媛,刘铮铮等.浙江省大气颗粒物 PM2.5 中全氟化合物污染特征分析及健康风险评估.环境科学,2022, 43(2): 639-648.]

- [57]Meng LY, Song BY, Zhong HF, et al. Legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the Bohai Sea and its inflow rivers. *Environment International*, 2021, 156:106735. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106735.
- [58]Rushing R, Schmokel C, Brooks BW, et al. Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substance contamination of food sources and aquaculture organisms used in aquatic laboratory experiments. *Environmental toxicology and chemistry*,2023,42(7):1463-1471. DOI:10.1002/etc.5624.
- [59]Tomy GT, Tittlemier SA, Palace VP, et al. Biotransformation of N-ethyl perfluorooctanesulfonamide by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) liver microsomes . *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(3): 758-762. DOI: 10.1021/es034550j.
- [60]Ma J, Zhu H, Kannan K, et al. Fecal excretion of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in pets from New York State, United States. *Environmental Science & Technology Letters*, 2020,7(3):135-142. DOI:10.1021/acs.estlett.9b00786.
- [61]Pan CG, Ying GG, Liu YS, et al. Contamination profiles of perfluoroalkyl substances in five typical rivers of the Pearl River Delta region, South China . *Chemosphere*, 2014, 114: 16-25. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.04.005.
- [62]Shi B, Wang TY, Yang HF, et al. Perfluoroalkyl acids in rapidly developing coastal areas of China and South Korea: Spatiotemporal variation and source apportionment. *Science of the Total Environment*,2020,761:143297. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143297.