DOI: 10.19812/j.cnki.jfsq11-5956/ts.20250908004
**引用格式**: 刘俊丽, 陈琳琳, 李媛媛, 等. 渤海湾滨州海域海产品中全氟及多氟烷基化合物特征分布及膳食风险评估[J]. 食品安全质量检测学报, 2026, 17(1): 324–332.
LIU JL, CHEN LL, LI YY, *et al*. Distribution characteristics and dietary risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substances in the seafood of Bohai Bay Binzhou Area [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2026, 17(1): 324–332. (in Chinese with English abstract).

# 渤海湾滨州海域海产品中全氟及多氟烷基化合物特征分布及膳食风险评估

刘俊丽, 陈琳琳, 李媛媛, 张心悦, 范翠珊, 刘亚琦, 荆建忠*
(滨州市疾病预防控制中心, 滨州 256600)

**摘 要: 目的** 探究渤海湾滨州海域海产品中全氟及多氟烷基化合物(per- and polyfluoroalkyl substances, PFASs)的污染水平和膳食风险。**方法** 本研究采集了 109 份海产品样本, 构建超高效液相色谱-串联质谱法(ultra performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry, UPLC-MS/MS)分析方法, 对 23 种 PFASs 开展定量检测, 并基于危害指数(hazard ratios, HR)模型评估人群通过海产品摄入 PFASs 的健康风险。**结果** 在海产品中检测到 9 种 PFASs, 其中全氟辛酸(perfluorooctanoic acid, PFOA)的检出率达 100%, 其质量浓度占比 82.2%, 远高于其他 PFASs。进一步分析显示, PFASs 污染水平呈现显著的组分差异与品种分布特征: PFOA 为双壳贝类与三疣梭子蟹中的主要污染组分, 全氟十三烷酸(perfluorotridecanoic acid, PFTrDA)在南美白对虾中总含量占比最高, 全氟辛烷磺酸(perfluorooctane sulfonic acid, PFOS)在虾蛄体内含量最高。PFOA 在三疣梭子蟹不同组织中的分布存在显著差异, 蟹膏中的富集程度明显高于其他组织。通过膳食暴露风险评估进一步发现, PFOA 与 PFOS 的 HR 值均小于 1。**结论** PFOA 为滨州市海产品中 PFASs 的首要污染物。PFASs 在不同海产品中的富集具有物种特异性, 三疣梭子蟹蓄积的总 PFASs 含量最高, 且主要富集于蟹膏部位。暂未发现通过食用海产品摄入 PFOA 和 PFOS 造成人类健康风险的证据。

**关键词:** 全氟及多氟烷基化合物; 海产品; 污染特征; 种类差异; 风险评估

# Distribution characteristics and dietary risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substances in the seafood of Bohai Bay Binzhou Area

LIU Jun-Li, CHEN Lin-Lin, LI Yuan-Yuan, ZHANG Xin-Yue, FAN Cui-Shan, LIU Ya-Qi, JING Jian-Zhong*
(*Binzhou Center for Disease Control and Prevention*, *Binzhou* 256600, *China*)

**ABSTRACT: Objective** To investigate the contamination levels and dietary risks of per- and polyfluoroalkyl

**收稿日期:** 2025-09-08
**基金项目:** 山东省医药科技项目(202412061030)
**第一作者:** 刘俊丽(1989—), 女, 硕士, 主管技师, 主要研究方向为理化检验。E-mail: 634724877@qq.com
***通信作者:** 荆建忠(1979—), 男, 副主任技师, 主要研究方向为理化检验。E-mail: bzjkjjz@163.com

substances (PFASs) in seafood products from Binzhou City. **Methods** A total of 109 seafood samples were collected. A ultra performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry (UPLC-MS/MS) method was established for quantitative detection of 23 kinds of PFASs. Population health risks from seafood-derived PFASs intake were assessed using hazard ratio (HR) models. **Results** The 9 kinds of PFASs were detected in seafood, with perfluorooctanoic acid (PFOA) exhibiting a detection rate of 100% and accounting for 82.2% of total mass concentration—significantly higher than other PFASs. Further analysis revealed significant compositional differences and species-specific distribution patterns in PFASs contamination levels: PFOA was the predominant contaminant in bivalve mollusks and portunus trituberculatus; perfluorotridecanoic acid (PFTrDA) accounted for the highest proportion of total PFASs in *Litopenaeus vannamei* shrimp; and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) exhibited the highest content in mantis shrimp. PFOA distribution varied significantly across different tissues of the portunus trituberculatus, with apparently higher accumulation in crab roe than in other tissues. Dietary exposure risk assessment further revealed that both PFOA and PFOS' HR was below 1. **Conclusion** PFOA is the primary PFASs contaminant in seafood from Binzhou City. PFASs accumulation exhibits species specificity across seafood, with portunus trituberculatus displaying the highest total PFASs content, primarily concentrated in crab cream. No evidence of human health risks from PFOA and PFOS intake via seafood consumption has been identified.

**KEY WORDS:** per- and polyfluoroalkyl substances; seafood; contamination characteristics; species variation; risk assessment

## 0　引　言

全氟及多氟烷基化合物(per- and polyfluoroalkyl substances, PFASs)是一类含有碳-氟键的人工合成的有机化合物, 被广泛应用于消防泡沫、不粘材料、纺织品、食品包装、造纸等化工产品中[1]。PFASs 被认为具有广泛性、持久性、生物累积性和多器官毒性, 对生态系统和人类健康构成潜在威胁[2–3]。其中, 全氟辛烷磺酸(perfluorooctane sulfonic acid, PFOS)类化合物、全氟辛酸(perfluorooctanoic acid, PFOA)及其盐类化合物已相继被列入《斯德哥尔摩公约》管控清单[4]。我国在 2014 年也明确提出对 PFOS 的限制[5], 2023 年 11 月国际癌症研究机构进一步将 PFOA 和 PFOS 分别列为致癌物[6]。既往研究发现, PFASs 已广泛分布于水、土壤、大气等多种环境介质[7–9]。PFASs 可以通过食物链进入动物体内, 经过生物蓄积作用和食物链逐级放大, 最终在人体内富集产生潜在的生物毒性[10–12]。因此, 人类主动或被动地通过多种途径接触吸收 PFASs, 如粉尘吸入、食品摄入、饮水等。其中, 食用海产品被认为是 PFASs 暴露的主要途径[13–14]。

既往研究发现, 我国海产品普遍受到了不同程度的 PFASs 污染。北京市售海产品的研究显示, ΣPFASs 最高平均浓度依次为鱼类(3.54 ng/g ww)、蟹(3.33 ng/g ww)、虾(2.94 ng/g ww)和软体动物(1.67 ng/g ww)[15]。在胶州湾采集的 14 种典型野生渔业生物样本中发现, PFOA、PFOS 和全氟十一酸(perfluoroundecanoic acid, PFUdA)是所有海产品中含量最高的 3 种化合物, 其中 PFOA 是贝类的主要 PFASs 组分, 其他海产品以 PFOS 为主[16]。上海市 16 县区 4 类水产品样本的分析表明, PFASs 浓度由高到低依次为蟹类、虾类、淡水鱼、海水鱼, 其中 PFOS 检出浓度显著高于其他组分[17]。广州和舟山的多类海产品样本亦显示, 所有样品均检出 PFOS, PFOS 浓度呈现虾>蟹>鱼>软体动物>贻贝的分布趋势[18]。

黄渤海是我国重要的海产品产区, 滨州市作为沿岸典型城市, 不仅拥有开展海产品 PFASs 研究的独特场景优势, 更面临明确的 PFASs 污染研究需求。该市境内分布多家氟化工厂, 且纺织产品加工能力位居全球前列, 其纺织印染行业产生的废水已被证实是区域 PFASs 污染的主要来源之一, 为探究"污染源-海产品"间 PFASs 迁移关联提供了关键现实背景。基于此, 本研究聚焦于滨州市海产品养殖与近海捕捞主产区的市售海产品, 分析海产品 PFASs 的污染分布特征及种类间差异, 并基于危害指数(hazard ratios, HR)开展 PFOA 和 PFOS 的膳食暴露风险评估, 为沿海地区海产品质量安全管控、渔业养殖布局优化以及 PFASs 污染源头防控提供科学依据与决策参考。

## 1　材料与方法

### 1.1　仪器和试剂

Acquity H-Class/Xevo TQ-XS 超高效液相色谱串联三重四极杆质谱仪、Waters Acquity UPLC®BEH $C_{18}$ 色谱柱(100 mm×2.1 mm, 1.7 μm)(美国 Waters 公司); Himac CR21N 高速冷冻离心机(日本工机控股株式公社公司); Retsch GM200 研磨仪(德国莱驰公司); Vortex-Genie2 旋涡混合器

(美国 SI 公司); Milli-Q IQ7500 超纯水制备仪(美国 Millipore Integral 10 公司); OA-HEAT 8125 氮吹仪(美国 Organomation 公司); SCQ-Y300A 超声恒温水浴(上海声彦超声波仪器有限公司); HLB-P/HMR-Lipid SPE 萃取柱(200 mg/300 mg, 6 mL, 北京纳鸥科技有限公司); PL 602E 千分之一电子天平(美国梅特勒公司)。

23 种 PFASs 混合标准品(质量浓度 5000 ng/mL, 德国 Dr.Ehrenstorfer 公司); 13 种全氟化合物同位素混合内标(质量浓度 2000 ng/mL, 加拿大 Wellington 公司); 甲醇、乙腈(美国 Thermo Fisher Scientific 公司); NaCl(优级纯, 上海麦克林生化股份科技有限公司); 甲酸铵(色谱级, 德国 Merck 公司); 实验用水为 Milli-Q 超纯水。23 种 PFASs 目标化合物及 13 种同位素内标的信息详见表 1。

**表 1 目标化合物及同位素内标信息**

**Table 1 Informations of target compounds and isotope internal standard**

| 目标化合物 | 英文名名称 | 缩略语 | 分子式 |
|---|---|---|---|
| 全氟丁酸 | perfluorobutanoic acid | PFBA | $C_4HF_7O_2$ |
| 全氟戊酸 | perfluoropentanoic acid | PFPeA | $C_5HF_9O_2$ |
| 全氟己酸 | perfluorohexanoic acid | PFHxA | $C_6HF_{11}O_2$ |
| 全氟庚酸 | perfluoroheptanoic acid | PFHpA | $C_7HF_{13}O_2$ |
| 全氟辛酸 | perfluorooctanoic acid | PFOA | $C_8HF_{15}O_2$ |
| 全氟壬酸 | perfluorononanoic acid | PFNA | $C_9HF_{17}O_2$ |
| 全氟癸酸 | perfluorodecanoic acid | PFDA | $C_{10}HF_{19}O_2$ |
| 全氟十一酸 | perfluoroundecanoic acid | PFUdA | $C_{11}HF_{21}O_2$ |
| 全氟十二酸 | perfluorododecanoic acid | PFDoA | $C_{12}HF_{23}O_2$ |
| 全氟十三酸 | perfluorotridecanoic acid | PFTrDA | $C_{13}HF_{25}O_2$ |
| 全氟十四烷酸 | perfluorotetradecanoic acid | PFTeDA | $C_{14}HF_{27}O_2$ |
| 全氟十六烷酸 | perfluorohexadecanoic acid | PFHxDA | $C_{16}HF_{31}O_2$ |
| 全氟十八酸 | perfluorooctadecanoic acid | PFODA | $C_{18}HF_{35}O_2$ |
| 全氟丁烷磺酸 | perfluorobutanesulfonic acid | PFBS | $C_4HF_9O_3S$ |
| 全氟己烷磺酸 | perfluorohexanesulfonic acid | PFHxS | $C_6HF_{13}O_3S$ |
| 全氟辛烷磺酸 | perfluorooctane sulfonic acid | PFOS | $C_8HF_{17}O_3S$ |
| 全氟癸烷磺酸钠 | perfluorodecanesulfonic acid sodium | PFDS | $C_{10}F_{21}NaO_3S$ |
| 全氟戊烷磺酸 | perfluoropentanesulfonic acid | PFPeS | $C_5HF_{11}O_3S$ |
| 全氟庚烷磺酸 | perfluoroheptanesulfonic acid | PFHpS | $C_7HF_{15}O_3S$ |
| 全氟壬烷磺酸 | perfluorononanesulfonic acid | PFNS | $C_9H_2F_{19}NaO_3S$ |
| 4,8-二氧杂-3H-全氟壬酸 | 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoic acid | DONA | $C_7H_2F_{12}O_4$ |
| 6:2 氯代多氟烷基醚磺酸盐 | 9-chlorohexadecafluoro-3-oxanonane-1-sulfonic acid | 6:2 FTS | $C_8ClF_{16}O_4SK$ |
| 8:2 氯代多氟烷基醚磺酸盐 | 8:2 chlorinated polyfluorinated ether sulfonic acid | 8:2 FTS | $C_{10}ClF_{20}O_4SK$ |
| $^{13}C_4$-全氟丁酸 | $^{13}C_4$-perfluorobutanoic acid | $^{13}C_4$-PFBA | / |
| $^{13}C_5$-全氟戊酸 | $^{13}C_5$-perfluoropentanoic acid | $^{13}C_5$-PFPeA | / |
| $^{13}C_5$-全氟己酸 | $^{13}C_5$-perfluorohexanoic acid | $^{13}C_5$-PFHxA | / |
| $^{13}C_4$-全氟庚酸 | $^{13}C_4$-perfluoroheptanoic acid | $^{13}C_4$-PFHpA | / |
| $^{13}C_8$-全氟辛酸 | $^{13}C_8$-perfluorooctanoic acid | $^{13}C_8$-PFOA | / |
| $^{13}C_9$-全氟壬酸 | $^{13}C_9$-perfluorononanoic acid | $^{13}C_9$-PFNA | / |
| $^{13}C_6$-全氟癸酸 | $^{13}C_6$-perfluorodecanoic acid | $^{13}C_6$-PFDA | / |
| $^{13}C_7$-全氟十一酸 | $^{13}C_7$-perfluoroundecanoic acid | $^{13}C_7$-PFUdA | / |
| $^{13}C_2$-全氟十二酸 | $^{13}C_2$-perfluorododecanoic acid | $^{13}C_2$-PFDoA | / |
| $^{13}C_2$-全氟十四烷酸 | $^{13}C_2$-perfluorotetradecanoic acid | $^{13}C_2$-PFTeDA | / |
| $^{13}C_3$-全氟丁烷磺酸 | $^{13}C_3$-perfluorobutanesulfonic acid | $^{13}C_3$-PFBS | / |
| $^{13}C_3$-全氟己烷磺酸 | $^{13}C_3$-perfluorohexanesulfonic acid | $^{13}C_3$-PFHxS | / |
| $^{13}C_8$-全氟辛烷磺酸 | $^{13}C_8$-perfluorooctane sulfonic acid | $^{13}C_8$-PFOS | / |

注: /表示此物质是内标, 不再需要内标物质去定量。

### 1.2　样本采集

2023 年 6 月至 12 月, 根据滨州市居民的饮食习惯, 共采集滨州市海产品主产区(无棣县和沾化区)的市售海产品 109 份, 样品信息见表 2。产品采集完成后以原包装形式运送至实验室。

**表 2　样品信息**
**Table 2　Information of sample**

| 样品类型 | 样品数量/份 | 样品名称 | 分析组织 |
|---|---|---|---|
| 双壳贝类 | 21 | 蚶(*n*=4)、牡蛎(*n*=9)扇贝(*n*=8) | 可食用部分 |
| 虾蛄 | 13 | 虾蛄肉公(*n*=13) | 可食用部分 |
| 南美白对虾 | 34 | 南美白对虾(*n*=34) | 可食用部分 |
| 三疣梭子蟹 | 41 | 蟹黄(*n*=9)、蟹膏(*n*=8)、全蟹(*n*=12)、蟹肉公(*n*=9)、蟹肉母(*n*=3) | 蟹膏; 蟹黄; 腿部、蟹螯和身体的白肉 |

### 1.3　样品处理与检测

虾弃去头、尾、壳, 取肌肉组织; 蟹取蟹黄、蟹膏、蟹胸肌、蟹腿肌部位, 并按蟹膏、蟹黄、全蟹、蟹肉(公)、蟹肉(母)进行分类并分别打成匀浆待用; 贝类开壳, 取软体组织(含内脏); 虾蛄取肌肉组织。将样品切碎后制成匀浆, 置于–20 ℃保存。

准确称取样品 5 g(精确至 0.001 g)置于 50 mL 具塞离心管中, 加入 5 ng 同位素内标使用液, 加入 20 mL 乙腈, 混匀超声振荡 30 min, 10000 r/min 离心 10 min, 取上清液 10.0 mL 待净化。吸取上述上清液, 按通过式的方式过固相萃取柱(HLB-P/HMR-Lipid SPE), 收集全部流出液, 加 1.5 g NaCl 混匀振荡分层, 10000 r/min 离心 10 min, 取上层乙腈层 4.0 mL 氮吹吹干, 0.2 mL 甲醇复溶后供超高效液相色谱-串联质谱仪(ultra performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry, UPLC-MS/MS)测定。

### 1.4　检测条件

色谱条件: 色谱柱: Waters Acquity UPLC®BEH $C_{18}$ (100 mm×2.1 mm, 1.7 μm); 柱温: 35 ℃; 进样量: 2 μL; 流速: 0.3 mL/min; 流动相 A 为 2 mmol/L 甲酸铵溶液, 流动相 B 为甲醇。梯度洗脱: 0~0.5 min, 80% A; 0.5~3.0 min, 80%~60% A; 3.0~9.0 min, 60%~10% A; 9.1~11.0 min, 0% A; 11.1~13.0 min, 80% A。

质谱条件: 监测方式: 多反应监测(multiple reaction monitoring, MRM); 离子源: 电喷雾电离(electron spray ionization, ESI); 扫描方式: 负离子扫描; 离子源温度: 150 ℃; 毛细管电压: 1.0 kV; 脱溶剂气温度: 500 ℃; 脱溶剂气流量: 1000 L/h; 碰撞气流速: 0.15 mL/min; 锥孔反吹气流量: 150 L/h。23 种全氟化合物及其内标定性、定量离子对和质谱采集参数见表 3。

### 1.5　质量控制

PFBA 和 PFPeA 的检出限为 0.02 μg/kg、定量限为 0.06 μg/kg; 剩余 21 种 PFASs 的检出限为 0.01 μg/kg、定量限为 0.03 μg/kg。

**表 3　目标化合物和同位素内标的质谱参数**
**Table 3　Mass spectrometry parameters of target compounds and isotopic internal standard**

| 化合物 | 母离子(*m*/*z*) | 子离子(*m*/*z*) | 锥孔电压/V | 碰撞能量/V |
|---|---|---|---|---|
| PFBA | 213.3 | 169.3* | 20 | 8 |
| PFPeA | 263.2 | 219.2* | 24 | 8 |
| PFHxA | 313.1 | 119.2 | 8 | 16 |
| | | 269.2* | | 10 |
| PFHpA | 363.2 | 169.2 | 22 | 14 |
| | | 319.2* | | 10 |
| PFOA | 413.1 | 169.2 | 18 | 18 |
| | | 369.2* | | 10 |
| PFNA | 463.1 | 169.2 | 8 | 18 |
| | | 419.2* | | 10 |
| PFDA | 513.1 | 269.2 | 24 | 16 |
| | | 469.2* | | 10 |
| PFUdA | 563.1 | 269.2 | 10 | 18 |
| | | 519.2* | | 10 |
| PFDoA | 613.1 | 319.2 | 30 | 19 |
| | | 569.2* | | 12 |
| PFTrDA | 663.1 | 169.2 | 30 | 36 |
| | | 619.2* | | 10 |
| PFTeDA | 713.2 | 319.2 | 34 | 22 |
| | | 669.2* | | 12 |
| PFHxDA | 813.2 | 169.2 | 30 | 32 |
| | | 769.2* | | 14 |
| PFODA | 913.2 | 169.2 | 30 | 28 |
| | | 869.2* | | 14 |
| PFBS | 299.2 | 80.2* | 76 | 26 |
| | | 99.1 | | 24 |
| PFHxS | 399.1 | 80.2* | 20 | 36 |
| | | 99.2 | | 30 |
| PFOS | 499.1 | 80.2 | 20 | 42 |
| | | 99.1* | | 38 |
| PFDS | 599.1 | 80.2* | 20 | 52 |
| | | 99.2 | | 42 |
| PFPeS | 348.9 | 80.2* | 10 | 30 |
| | | 99.1 | | 30 |
| PFHpS | 449.2 | 80.2 | 15 | 35 |
| | | 99.1* | | 35 |
| PFNS | 548.8 | 80.1* | 20 | 40 |
| | | 99.2 | | 40 |
| DONA | 377.0 | 85.2 | 10 | 30 |
| | | 251.1* | | 10 |
| 6:2 FTS | 531.1 | 83.2 | 50 | 42 |
| | | 351.2* | | 15 |
| 8:2 FTS | 631.0 | 83.2 | 50 | 24 |
| | | 451.1* | | 24 |
| $^{13}C_4$-PFBA | 217.2 | 172.2* | 8 | 8 |
| $^{13}C_5$-PFPeA | 268.0 | 223.1* | 14 | 8 |
| $^{13}C_5$-PFHxA | 318.0 | 273.1* | 14 | 8 |
| $^{13}C_4$-PFHpA | 366.8 | 169.1 | 30 | 16 |
| | | 322.1* | | 8 |
| $^{13}C_8$-PFOA | 420.9 | 171.8 | 10 | 10 |
| | | 376.0* | | 18 |

表 3(续表)

| 化合物 | 母离子 ($m/z$) | 子离子 ($m/z$) | 锥孔电压/V | 碰撞能量/V |
|---|---|---|---|---|
| $^{13}C_9$-PFNA | 472.0 | 172.1 | 8 | 16 |
| | | 427.0* | | 10 |
| $^{13}C_6$-PFDA | 518.9 | 223.1 | 10 | 18 |
| | | 474.0* | | 12 |
| $^{13}C_7$-PFUdA | 569.9 | 274.1 | 10 | 18 |
| | | 525.0* | | 12 |
| $^{13}C_2$-PFDoA | 615.2 | 169.4 | 30 | 26 |
| | | 570.2* | | 12 |
| $^{13}C_2$-PFTeDA | 714.8 | 169.3 | 12 | 32 |
| | | 669.9* | | 14 |
| $^{13}C_3$-PFBS | 301.8 | 80.1* | 34 | 24 |
| | | 121.2 | | 26 |
| $^{13}C_3$-PFHxS | 401.9 | 80.1* | 14 | 34 |
| | | 99.0 | | 32 |
| $^{13}C_8$-PFOS | 506.9 | 80.1* | 14 | 42 |
| | | 99.0 | | 40 |

注: *为定量离子。

在样品采集和前处理过程中, 应避免样品与聚四氟乙烯及其他含氟聚合物接触。前处理之前, 需使用甲醇冲洗所有容器和待清洁设备。

为确保实验数据的可靠性, 每批次 30 个样品需进行一次空白实验, 以确认不存在干扰目标化合物测定的物质。每测定 20 个样品, 需插入标准序列的中间浓度点, 以验证设备稳定性, 并加入溶剂空白, 防止仪器分析过程中的潜在污染。同时, 需进行加标回收率实验和平行实验, 采用内标法进行定量分析。标准曲线(0.1~50.0 ng/mL)的线性相关系数应大于 0.99。本研究利用有证标物验证等质控方法,保证检测数据的准确性。

### 1.6 膳食暴露风险评估

用 HR 来评价人体暴露于 PFASs 的健康风险, 计算如公式(1)和(2)所示:

$$EDI=\frac{C_{PFASs}\times M}{BW} \quad (1)$$

$$HR=\frac{EDI}{RfD} \quad (2)$$

式中: EDI 为每日摄入量(estimated the daily intake), μg/(kg·d); $C_{PFASs}$为海产品中 PFASs 含量, μg/kg, 以湿计重; $M$为海产品平均日消费量, kg/d; BW 为消费者平均体重(body weight), 中国成人的平均体重 60 kg; RfD 为每日参考剂量(reference dose), μg/(kg·d)。当 HR>1, 表明人体暴露污染物具有潜在健康风险; HR<1 则表明健康风险较低。

### 1.7 数据处理

采用 Excel 2007 和 SPSS 25.0 进行数据的整理与分析, 对于未检出数据比例小于等于 60%的数据用 1/2 检出限替代。采用 Mann-Whitney U 秩和检验对两组间污染物含量进行差异性检验, Kruskal-Wallis H 秩和检验对多组间污染物含量进行差异性检验。检验水准 $\alpha$=0.05(双侧)。

## 2 结果与分析

### 2.1 方法的准确度

在禽肉基质样品中添加浓度水平分别为 1 μg/kg 和 2 μg/kg 的混合标准溶液, 开展加标回收实验, 每个浓度进行 1 次平行测定。样品的回收率介于 68.8%至 116.2%之间, 回收率见表 4。同时, 本方法选用含有 PFBS、PFHxS、PFOA、PFNA、PFOS、PFDA、PFuDA、PFDOA、PFTeDA 9 种全氟及多氟烷基化合物的国家二级标准参考物质鱼粉作为质控样, 以评价方法的准确度。鱼粉中 9 种目标全氟及多氟烷基化合物的测定含量均处于参考值范围内, 具体内容详见表 5。加标回收实验和质控样本的结果均表明, 本方法具有良好的准确度, 能够满足食品中 PFASs 的测定要求。

表 4 目标化合物的加标回收率

Table 4 Spiked recoveries of target compounds

| 化合物 | 添加含量/(μg/kg) | 回收率/% | 化合物 | 添加含量/(μg/kg) | 回收率/% |
|---|---|---|---|---|---|
| PFBA | 1 | 97.2 | PFOA | 1 | 110.0 |
| | 2 | 100.0 | | 2 | 109.7 |
| PFPeA | 1 | 96.6 | PFNA | 1 | 95.8 |
| | 2 | 98.0 | | 2 | 99.0 |
| PFHxA | 1 | 95.2 | PFDA | 1 | 98.0 |
| | 2 | 101.2 | | 2 | 101.1 |
| PFHpA | 1 | 114.0 | PFUdA | 1 | 96.2 |
| | 2 | 112.0 | | 2 | 100.4 |
| PFDoA | 1 | 105.2 | PFOS | 1 | 102.2 |
| | 2 | 107.5 | | 2 | 101.1 |
| PFTrDA | 1 | 99.0 | PFDS | 1 | 68.8 |
| | 2 | 103.3 | | 2 | 71.8 |
| PFTeDA | 1 | 96.6 | PFPeS | 1 | 88.2 |
| | 2 | 94.5 | | 2 | 96.9 |
| PFHxDA | 1 | 116.2 | PFHpS | 1 | 98.6 |
| | 2 | 110.0 | | 2 | 96.2 |
| PFBS | 1 | 101.0 | PFNS | 1 | 69.4 |
| | 2 | 114.0 | | 2 | 71.9 |
| PFHxS | 1 | 89.6 | DONA | 1 | 98.0 |
| | 2 | 107.0 | | 2 | 102.0 |
| 6:2 FTS | 1 | 72.6 | 8:2 FTS | 1 | 72.2 |
| | 2 | 74.8 | | 2 | 75.7 |

表 5 质控样鱼粉的测定结果

Table 5 Determination results of the quality control sample fish meal

| 化合物 | 测定值/(μg/kg) | 标准值/(μg/kg) | 不确定度/(μg/kg) ($k$=2) |
|---|---|---|---|
| PFBS | 3.32 | 3.45 | 0.45 |
| PFHxS | 4.90 | 5.04 | 0.63 |
| PFOS | 5.79 | 6.41 | 0.93 |
| PFOA | 4.91 | 4.47 | 0.61 |
| PFNA | 4.43 | 4.78 | 0.36 |
| PFDA | 5.05 | 4.64 | 0.49 |
| PFUdA | 5.34 | 4.83 | 0.69 |
| PFDoA | 3.93 | 4.27 | 0.55 |
| PFTeDA | 3.27 | 3.69 | 0.51 |

## 2.2　海产品中 PFASs 的分布特征

### 2.2.1　PFASs 总体检出情况

样品共检出了 9 种 PFASs 组分，包括 PFBA、PFOA、PFNA、PFDA、PFUdA、PFDoA、PFTrDA、PFTeDA 和 PFOS。

如表 6 所示，PFOA 的检出率、平均值及总含量高于其他 PFASs 组分，是滨州市海产品中主要的 PFASs 组分。PFOA 的检出率为 100%，平均含量为 30.850 μg/kg，样品中最高含量达 591.61 μg/kg。PFTrDA、PFNA 和 PFOS 的检出率均超过 80%，总含量分别为 163.00、184.84、159.64 μg/kg；PFDA、PFUdA、PFDoA 的检出率虽同样超过 80%，但含量较低，平均含量介于 0.150~0.800 μg/kg，最高含量范围为 0.65~4.14 μg/kg。相比之下，PFBA 和 PFTeDA 的检出率相对较低，分别为 66%和 52%，平均含量为 0.587 μg/kg 和 0.095 μg/kg，这两种组分的总含量占比仅为 1.8%。

各组分含量占 PFASs 总含量的百分比计算污染贡献率从高到低顺序为（图 1）：PFOA (82.2%)>PFNA (4.5%)>PFTrDA (4.0%)>PFOS (3.9%)>PFUdA (2.1%)>PFBA (1.5%)>PFDA (1.1%)>PFDoA (0.4%)>PFTeDA (0.3%)。PFOA 的污染贡献率远高于其他组分，为海产品 PFASs 中的首要污染物。

由于滨州市分布着众多生产 PFASs 的企业，海产品中的总 PFASs 含量处于较高水平。在国内外的相关研究中，黄海海州湾总 PFASs 浓度范围为 1.10~1067 μg/kg[19]；埃塞俄比亚塔纳湖鱼类的总 PFASs 含量范围为 n.d.~5.80 μg/kg[20]；荷兰总 PFASs 含量范围为 n.d.~172 μg/kg[21]。本研究总 PFASs 浓度范围为 0~3362.48 μg/kg，这一高蓄积水平需要格外重视。而 PFOA 作为 PFASs 生产过程中直接排放的主产物，具有稳定性好、持久性强的特点，易富集于水生生物中，最终在水产品中不断积累，在海产品的总 PFASs 中占据较高的比重[22]。

### 2.2.2　4 类海产品 PFASs 的组间差异性检验

如表 7 所示，9 种 PFASs 物质在贝类、南美白对虾、全蟹、虾蛄中的浓度分布均存在极显著差异($P$<0.001)，不符合正态分布的计量资料用 $M$ (Q1, Q3)表示，其中，全蟹样本中多数 PFASs 浓度显著高于其他海产品。整体表明不同海产品对 PFASs 的富集具有物种特异性，蟹类为高蓄积载体，南美白对虾、贝类、虾蛄的 PFASs 分布因食性等呈现差异。

**表 6　PFASs 的总体检出结果**

**Table 6　Total detection results of PFASs**

| PFASs | 检出样本数量/个 | 检出率/% | 最高含量/(μg/kg) | 平均含量/(μg/kg) | 中位含量/(μg/kg) |
|---|---|---|---|---|---|
| PFBA | 72 | 66 | 3.63 | 0.587 | 0.242 |
| PFOA | 109 | 100 | 591.61 | 30.850 | 0.660 |
| PFNA | 93 | 85 | 25.72 | 1.700 | 0.068 |
| PFDA | 89 | 82 | 4.14 | 0.410 | 0.068 |
| PFUdA | 96 | 88 | 3.80 | 0.800 | 0.312 |
| PFDoA | 83 | 83 | 0.65 | 0.150 | 0.064 |
| PFTrDA | 105 | 96 | 12.69 | 1.500 | 0.650 |
| PFTeDA | 57 | 52 | 0.52 | 0.095 | 0.042 |
| PFOS | 89 | 82 | 8.19 | 1.460 | 0.330 |

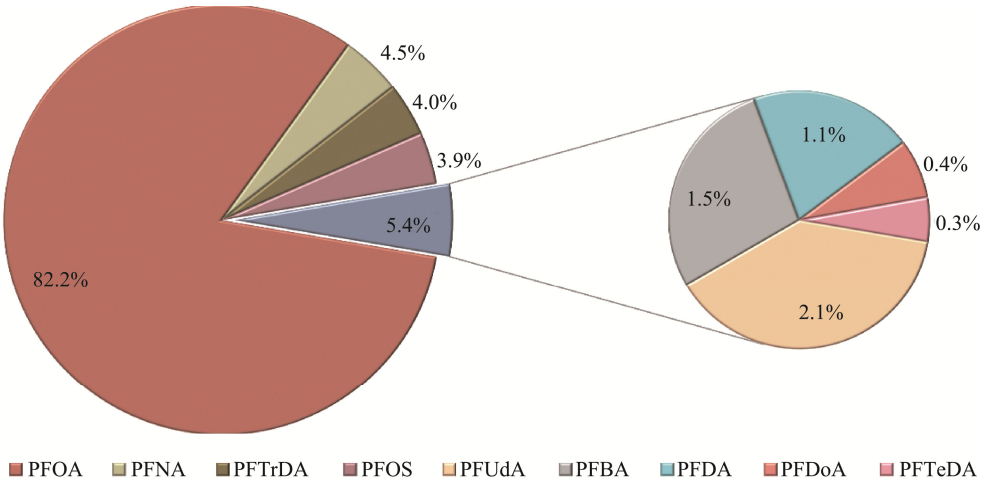



图 1　样品中 9 种 PFASs 组分的质量分数

Fig.1　Percentages of 9 kinds of PFASs components in samples

表 7 4 类海产品 PFASs 的差异性分析[*M* (Q1, Q3)]

Table 7 Variance analysis of PFASs in 4 kinds of categories of seafood [*M* (Q1, Q3)]

| PFASs | 贝类 (*n*=21) | 南美白对虾 (*n*=34) | 全蟹 (*n*=12) | 虾蛄 (*n*=13) | *P* |
|---|---|---|---|---|---|
| PFBA | 0.12 (0.07, 0.34) | 0.01 (0.01, 0.01) | 1.19 (0.70, 1.73) | 0.26 (0.21, 0.33) | <0.001 |
| PFOA | 0.70 (0.31, 1.35) | 0.07 (0.04, 0.08) | 67.74 (27.31, 100.89) | 0.42 (0.40, 0.64) | <0.001 |
| PFNA | 0.02 (0.01, 0.03) | 0.02 (0.01, 0.03) | 3.95 (1.80, 5.76) | 0.14 (0.08, 0.17) | <0.001 |
| PFDA | 0.01 (0.01, 0.01) | 0.03 (0.02, 0.04) | 0.85 (0.47, 1.23) | 0.25 (0.14, 0.35) | <0.001 |
| PFUdA | 0.02 (0.01, 0.04) | 0.16 (0.12, 0.22) | 1.43 (1.11, 2.05) | 0.72 (0.39, 1.10) | <0.001 |
| PFDoA | 0.01 (0.01, 0.01) | 0.03 (0.02, 0.04) | 0.31 (0.25, 0.35) | 0.13 (0.09, 0.20) | <0.001 |
| PFTrA | 0.13 (0.09, 0.17) | 0.19 (0.15, 0.28) | 2.23 (1.28, 3.30) | 1.38 (0.70, 1.68) | <0.001 |
| PFTeA | 0.01 (0.01, 0.01) | 0.01 (0.01, 0.01) | 0.18 (0.14, 0.23) | 0.11 (0.09, 0.13) | <0.001 |
| PFOS | 0.01 (0.01, 0.01) | 0.13 (0.08, 0.16) | 3.10 (1.11, 3.80) | 1.56 (1.17, 2.58) | <0.001 |

## 2.3 PFASs 在不同种类样品的污染特征

由图 2 的浓度分布可见, 4 种海产品中 PFASs 总含量依次为三疣梭子蟹、虾蛄、双壳贝类、南美白对虾。三疣梭子蟹中检出的 PFASs 总含量高于其他类别样品, 其 PFOA 的污染物总量贡献率最高(84.17%)。虾蛄中 PFOS 污染贡献率最高, 南美白对虾样本中 PFTrDA 污染贡献率最高, 双壳贝类中 PFOA 污染贡献率最高。底栖无脊椎动物能够吸收沉积物, 而这些沉积物可能被中性或酸性的 PFASs 吸附并污染, 同时螃蟹作为食腐动物容易暴露于 PFASs[23], 加之其鳃部表面积较大, 能持续从水中运输有机污染物和悬浮颗粒, 因此螃蟹体内 PFASs 的积累能力较强[24], 因此通常情况下蟹类体内的 PFASs 浓度较高。在本研究中, 三疣梭子蟹蓄积的总 PFASs 含量高于其他 3 种海产品, 呈现显著富集现象。进一步对蟹类不同组织的分类研究发现蟹膏相较于其他组织的 PFOA 含量最高, 表明蟹膏对 PFOA 具有更强的累积特性。与本研究相一致, 黄海海州湾 42 种海产品的研究中蟹类总 PFASs 浓度最高[19]。

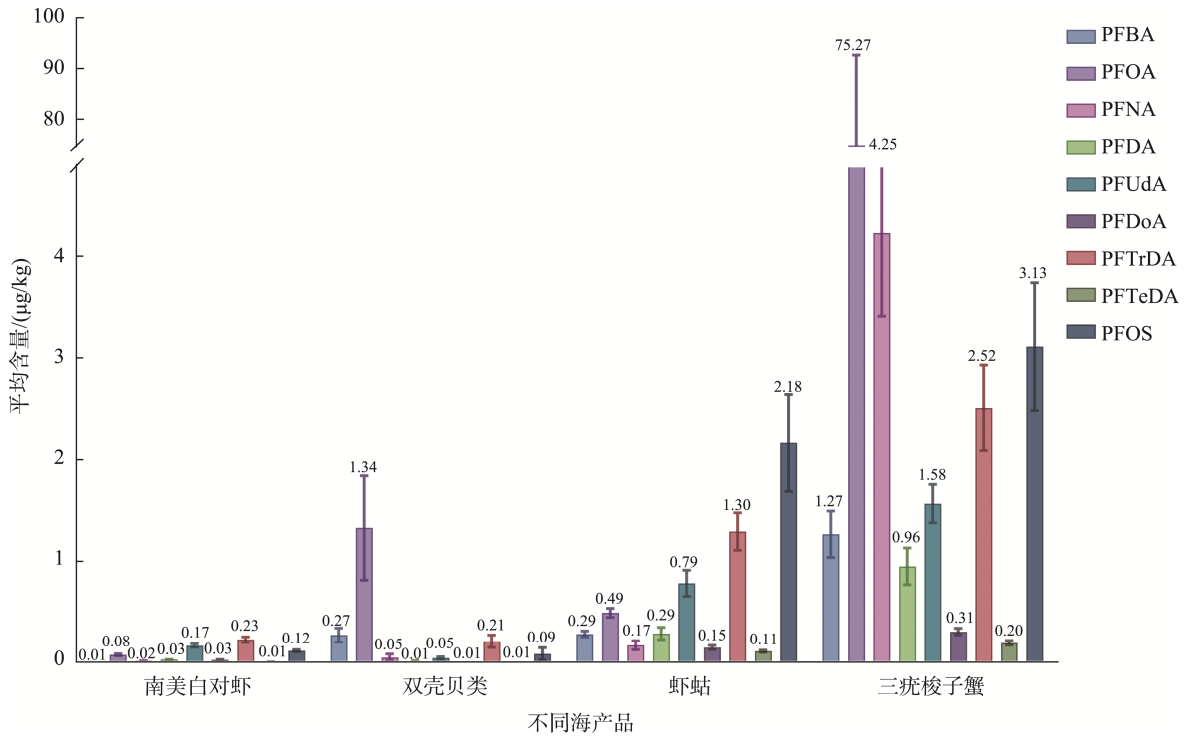



图 2 不同海产品中 PFASs 各组分的平均含量

Fig.2 Average content of PFASs components in various species samples

### 2.4　三疣梭子蟹各组织中 PFOA 的检出含量

蟹类不同组织中 PFOA 的均值、含量范围及总量详情见表 8。蟹膏中 PFOA 均值最高(145.95 μg/kg ww), 高于蟹肉、蟹黄等其他组织, 表明 PFOA 在蟹膏中呈现强富集特性。这与其生殖腺和肝胰腺的高蛋白含量呈显著正相关。研究表明, PFASs 具有强蛋白结合特性, 其分子末端的极性官能团(如羧酸基或磺酸基)可通过疏水相互作用及氢键与特定蛋白质(如血清白蛋白、卵黄蛋白原)结合, 导致其在富含蛋白的组织中如血液和内脏优先蓄积[16]。此外, 各组织 PFOA 含量范围波动较大, 不同样本间 PFOA 含量存在明显差异。与全球研究数据对比分析显示, 本研究海鲜样品中 PFOA 总体浓度高于多数研究(表 9)。

**表 8　三疣梭子蟹样品中 PFOA 检出结果**
**Table 8　Detection results of PFOA in portunus trituberculatus samples**

| 指标 | 类别 | 全蟹 | 蟹膏 | 蟹黄 | 蟹肉(公) |
|---|---|---|---|---|---|
| PFOA/(μg/kg) | 平均值 | 75.27 | 145.95 | 73.43 | 60.68 |
| | 范围 | 5.75~208.31 | 14.51~591.61 | 13.24~169.78 | 8.84~167.50 |

**表 9　本研究海鲜样品中 PFOA 浓度与全球数据比较**
**Table 9　Comparison of PFOA concentration invarious species samples with global data**

| 取样地点 | PFOA 含量/(μg/kg) | 文献 |
|---|---|---|
| 中国广州、舟山 | <0.25~1.67 | [18] |
| 中国南海海州湾及近海领域 | <0.01~69.8 | [19] |
| 中国黄渤海 | n.d.~83.0 | [25] |
| 中国黄海胶州湾 | n.d.~3.08 | [16] |
| 中国 6 个沿海省份(辽宁、山东、江苏、浙江、福建和广东) | 7.543 | [26] |
| 孟加拉国沿海地区 | <0.01~2.39 | [27] |
| 巴西瓜纳巴拉湾 | <0.84~14.9 | [28] |
| 意大利地中海 | <1.5~40 | [29] |
| 波罗的海、芬兰 | <0.2~1.8 | [30] |
| 中国滨州 | 5.75~591.61 | 本研究 |

注: n.d.表示未检出。

### 2.5　海产品膳食暴露风险评估

根据美国环境保护署规定, PFOS 和 PFOA 的 RfD 分别为 0.025 μg/(kg • d)和 0.333 μg/(kg • d), 结合 2024 年山东省统计数据, 当地每年人均虾蟹贝类消费量为 5.7 kg, 基于上述数据进一步开展膳食暴露风险计算。结果显示, PFOS 和 PFOA 的 HR 值分别为 0.0151 和 0.0240, 均低于风险阈值 1。由此可见, 本次研究样品中 PFOA 和 PFOS 通过膳食摄入途径对人体的潜在健康风险处于较低水平, 符合安全暴露限值要求。尽管滨州市海产品中 PFASs 的污染水平高于国内外相关研究, 且 PFOA 的总量贡献率最高。可能原因是地理环境、陆源输入与工业排放共同作用的结果。渤海湾作为半封闭性内海, 水体交换能力差, 不利于污染物扩散。同时, 黄河携带流域污染物在此入海, 而本地小清河流域又密集分布氟化工等排放源[31], 三重因素叠加。膳食暴露风险评估结果显示, PFOA 和 PFOS 的 HR 值均小于 1, 说明人体通过食用海产品摄入的 PFOA 和 PFOS 导致健康危害的风险较低。但仍然需要注意, PFASs 广泛存在于自然界的环境介质中, 人体通过多种途径摄入的 PFASs 总量是不容小觑的。因此采取针对性的措施对 PFASs 的污染源进行控制, 对于提高生态环境质量, 预防疾病发生具有积极意义。

## 3　结　论

PFOA 为滨州市海产品中 PFASs 的首要污染物。PFASs 在不同海产品中的富集具有物种特异性, 蟹类蓄积的总 PFASs 含量最高, 且主要富集于蟹膏部位。研究以首次系统开展蟹类不同组织(蟹黄、蟹膏、蟹肉和全蟹)中 PFASs 的残留特征、含量分布及富集差异研究, 在一定程度上, 弥补了当前蟹类组织层面上 PFASs 污染研究的不足。暂未发现通过食用海产品摄入 PFOA 和 PFOS 造成人类健康风险的证据, 但仍需考虑人体通过其他途径摄入 PFASs 造成的影响。

### 参考文献


[1] 杨雪丽, 王猛, 杨亚磊, 等. 超高效液相色谱-串联质谱法同时检测淡水鱼中 23 种全氟及多氟烷基化合物[J]. 食品安全质量检测学报, 2025, 16(3): 265–275.
YANG XL, WANG M, YANG YL, *et al*. Simultaneous determination of 23 kinds of perfluorinated and polyfluoroalkyl subtances in freshwater fishes by ultra performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2025, 16(3): 265–275.

[2] LECH ME, CHOI YJ, LEE LS, *et al*. Effects of per-and polyfluoroalkyl substance mixtures on the susceptibility of larval American bullfrogs to parasites [J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(22): 15953–15959.

[3] ZHANG D, LI J, LI X, *et al*. Phytoremediation of fluoroalkylethers (ether-PFASs): A review on bioaccumulation and ecotoxilogical effects [J]. Science of the Total Environment, 2023, 865: 161260.

[4] 王亚韡, 蔡亚岐, 江桂斌. 斯德哥尔摩公约新增持久性有机污染物的一些研究进展[J]. 中国科学: 化学, 2010, 40(2): 99–123.
WANG YW, CAI YQ, JIANG GB. Research processes of persistent organic pollutants (POPs) newly listed and candidate POPs in Stockholm Convention [J]. Scientia Sinica (Chimica), 2010, 40(2): 99–123.

[5] 中华人民共和国环境保护部. 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》和新增列硫丹的《关于附件 A 修正案》生效的公告[EB/OL]. (2014-03-26) [2025-04-21]. http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201404/t20140401_270007.htm
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. Announcement on the entry into force of the *Amendments to annexes A*, *B*

*and C* (adding nine new persistent organic pollutants) and the *Amendment to annex A* (adding endosulfan) to *The stockholm convention on persistent organic pollutants* [EB/OL]. (2014-03-26) [2025-04-21]. http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201404/t20140401_270007.htm

[6] ZAHM S, BONDE JP, CHIU WA, *et al*. Carcinogenicity of perfluorooctanoic acid and perfluorooctanesulfonic acid [J]. The Lancet Oncology, 2024, 25(1): 16–17.

[7] 方祥光, 赵祯, 李军, 等. 中国典型城市和地区大气颗粒物中全氟烷基酸的污染分布特征[J]. 环境化学, 2018, 37(7): 1445–1459.
FANG XG, ZHAO Z, LI J, *et al*. Pollution distribution characteristics of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in atmospheric particles from typical cities and regions of China [J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(7): 1445–1459.

[8] SHIGEI M, AHRENS L, HAZAYMEH A, *et al.* Per- and polyfluoroalkyl substances in water and soil in wastewater-irrigated farmland in Jordan [J]. Science of the Total Environment, 2020, 716: 137057.

[9] HARRAD S, WEMKEN N, DRAGE DS, *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.

[10] 徐倩云. 海河流域全氟烷基化合物的人体健康水质基准研究与健康风险评价[D]. 南昌: 南昌大学, 2021.
XU QY. Human health ambient water quality criteria and health risk assessment of perfluoroalkyl substances in haihe basin [D]. Nanchang: Nanchang University, 2021.

[11] 肖少可. 传统和替代全氟化合物在北部湾的空间分布、生物富集及营养级迁移[D]. 南宁: 广西大学, 2021.
XIAO SK. Spatial distribution, bioaccumulation and trophic transfer of legacy and alternative per-and polyfluoroalkyl substances in the Beibu Gulf [D]. Nanning: Guangxi University, 2021.

[12] 朱永乐, 汤家喜, 李梦雪, 等. 全氟化合物污染现状及与有机污染物联合毒性研究进展[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(2): 86−99.
ZHU YL, TANG JX, LI MX, *et al*. Contamination status of perfluorinated compounds and its combined effects with organic pollutants [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(2): 86−99.

[13] DALAHMEH S, TIRGANI S, KOMAKECH AJ, *et al*. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water, soil and plants in wetlands and agricultural areas in Kampala, Uganda [J]. Science of the Total Environment, 2018, 631: 660–667.

[14] DOMINGO JL. Per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in food and human dietary intake: A review of the recent scientific literature [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2017, 65(3): 533–543.

[15] JIN Q, SHI Y, CAI Y. Occurrence and risk of chlorinated polyfluoroalkyl ether sulfonic acids (Cl-PFESAs) in seafood from markets in Beijing, China [J]. Science of the Total Environment, 2020, 726: 138538.

[16] HAN T, GAO L, CHEN J, *et al.* Spatiotemporal variations, sources and health risk assessment of perfluoroalkyl substances in a temperate bay adjacent to metropolis, North China [J]. Environmental Pollution, 2020, 265: 115011.

[17] 张妍, 冒丹丹, 潘奕陶, 等. 上海市 16 区县水产品全氟和多氟烷基物质污染及膳食暴露评估[J]. 环境与职业医学, 2025, 42(1): 6–13, 48.
ZHANG Y, MAO DD, PAN YT, *et al*. Pollution and dietary exposure assessment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in aquatic products from 16 districts and counties of Shanghai [J]. Journal of Environmental and Occupational Medicine, 2025, 42(1): 6–13, 48.

[18] GULKOWSKA A, JIANG Q, SO MK, *et al*. Persistent perfluorinated acids in seafood collected from two cities of China [J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(12): 3736–3741.

[19] ZHANG A, WANG P, LU Y, *et a*l. Occurrence and health risk of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in seafood from Yellow Sea, China [J]. Science of the Total Environment, 2019, 665: 1026–1034.

[20] AHRENS L, GASHAW H, SJÖHOLM M, *et al.* Poly- and perfluoroalkylated substances (PFASs) in water, sediment and fish muscle tissue from Lake Tana, Ethiopia and implications for human exposure [J]. Chemosphere, 2016, 165: 352–357.

[21] ZAFEIRAKI E, GEBBINK WA, HOOGENBOOM R, *et al*. Occurrence of perfluoroalkyl substances (PFASs) in a large number of wild and farmed aquatic animals collected in the Netherlands [J]. Chemosphere, 2019, 232: 415–423.

[22] ZHAO L, ZHOU M, ZHANG T, *et al*. Polyfluorinated and perfluorinated chemicals in precipitation and runoff from cities across eastern and central China [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2013, 64(2): 198–207.

[23] LP CCM, LI XD, ZHANG G, *et al.* Heavy metal and Pb isotopic compositions of aquatic organisms in the Pearl River Estuary, South China [J]. Environmental Pollution, 2005, 138(3): 494–504.

[24] YANG R, YAO T, XU B, *et al*. Accumulation features of organochlorine pesticides and heavy metals in fish from high mountain lakes and Lhasa River in the Tibetan Plateau [J]. Environment International, 2007, 33(2): 151–156.

[25] 郭萌萌, 崔文杰, 刘晓玉, 等. 黄渤海区域水产品中全氟烷基物质的分布特征[J]. 中国环境科学, 2020, 40(8): 3424–3432.
GUO MM, CUI WJ, LIU XY, *et al.* Distribution of perfluoroalkyl substances in aquatic products in coastal and adjacent areas of the Yellow Sea and Bohai Sea, China [J]. China Environment Science, 2020, 40(8): 3424–3432.

[26] WU Y, WANG Y, LI J, *et al.* Perfluorinated compounds in seafood from coastal areas in China [J]. Environment International, 2012, 42: 67–71.

[27] HABIBULLAHAL-MAMUN M, AHMED MK, RAKNUZZAMAN M, *et al.* Occurrence and assessment of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in commonly consumed seafood from the coastal area of Bangladesh [J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 124(2): 775–785.

[28] QUINETE N, WU Q, ZHANG T, *et al.* Specific profiles of perfluorinated compounds in surface and drinking waters and accumulation in mussels, fish, and dolphins from southeastern Brazil [J]. Chemosphere, 2009, 77(6): 863–869.

[29] PAIANO V, FATTORE E, CARRÀ A, *et al*. Liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoic acid in fish fillet samples [J]. Journal of Analytical Methods in Chemistry, 2012, 2012(1): 719010.

[30] KOPONEN J, AIRAKSINEN R, HALLIKAINEN A, *et al*. Perfluoroalkyl acids in various edible Baltic, freshwater, and farmed fish in Finland [J]. Chemosphere, 2015, 129: 186–191.

[31] 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 [J]. Environmental Pollution, 2014, 190: 115–122.

(责任编辑: 安香玉 蔡世佳)