

哈尔滨郊区池塘养殖鱼类六六六和滴滴涕残留特征及食用健康风险

黄丽^{1,2,3}, 高磊^{1,3}, 郝其睿^{1,3}, 吴松^{1,3}, 王鹏^{1,3}, 陈中祥^{1,3}, 黄晓丽^{1*}, 覃东立^{1,3,4*}

[1. 中国水产科学研究院黑龙江水产研究所, 哈尔滨 150070; 2. 东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040;
3. 农业农村部渔业环境及水产品质量监督检验测试中心(哈尔滨), 哈尔滨 150070;
4. 农业农村部水产品质量安全控制重点实验室, 北京 100141]

摘要: **目的** 明确哈尔滨郊区池塘养殖鱼类六六六(hexachlorocyclohexane, HCHs)和滴滴涕(dichlorodiphenyltrichloroethane, DDTs)的残留水平及食用安全性。**方法** 以4种养殖鱼类(鲤、鲢、鳙和草鱼)为研究对象,采用气相色谱-串联质谱法(gas chromatography-tandem mass spectrometry, GC-MS/MS)分析了49份鱼类样品的背肌、腹肌、肝脏、皮和鳃中HCHs和DDTs的残留水平,并对其可食部分进行致癌与非致癌风险评价。**结果** HCHs和DDTs在鱼体各组织中残留量分别为0.250~12.881 $\mu\text{g/kg}$ 和0.012~1.439 $\mu\text{g/kg}$,均低于GB 2763—2021《食品安全国家标准 食品中农药最大残留限量》中规定的限量标准(DDTs $\leq 500 \mu\text{g/kg}$ 和HCHs $\leq 100 \mu\text{g/kg}$)。在背肌、腹肌和皮中,HCHs和DDTs残留量最高的均是鳃,鲢最低,而且腹肌残留水平高于背肌,HCHs的残留量大于DDTs。鱼体中残留的HCHs异构体组成以 γ -六六六为主,贡献率在80.24%~95.82%,其次是 α -六六六。食用该养殖鱼类导致的HCHs和DDTs每日摄入量分别为3.433~10.751 $\text{ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 和0.213~1.420 $\text{ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$,均低于参考剂量(reference dose, RfD);致癌风险指数(carcinogenic risk index, CRI)在 10^{-7} ~ 10^{-5} 之间,存在一定的潜在致癌风险;非致癌风险指数(non-carcinogenic hazard index, HI)均小于1,在可接受水平。**结论** 尽管HCHs和DDTs已被禁用多年,仍可在养殖鱼类体内检测到,但其残留水平低于国家限量标准,对人群无明显的食用健康风险。

关键词: 鱼; 六六六; 滴滴涕; 健康风险评估; 池塘养殖

Residues characteristics and edible health risks of hexachlorocyclohexane and dichlorodiphenyltrichloroethane in pond cultured fish in the suburbs of Harbin

HUANG Li^{1,2,3}, GAO Lei^{1,3}, HAO Qi-Rui^{1,3}, WU Song^{1,3}, WANG Peng^{1,3}, CHEN Zhong-Xiang^{1,3},
HUANG Xiao-Li^{1*}, QIN Dong-Li^{1,3,4*}

[1. Heilongjiang River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Harbin 150070, China;
2. Forestry College, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China; 3. Supervision, Inspection and Testing Center for Fishery Environment and Aquatic Products (Harbin), Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Harbin 150070, China;
4. Key Laboratory of Control of Quality and Safety for Aquatic Products, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100041, China]

基金项目: 国家自然科学基金项目(32002445)、国家重点研发计划项目(2020YFD0900301)、国家公益性行业(农业)科研专项(201503108)

Fund: Supported by the National Natural Science Foundation of China (32002445), the National Key Research and Development Program of China (2020YFD0900301), and the Special Fund for Agroscientific Research in the Public Interest of China (201503108)

***通信作者:** 黄晓丽, 助理研究员, 主要研究方向为渔业环境污染控制与生态修复。E-mail: huangxiaoli@hrfri.ac.cn

覃东立, 研究员, 主要研究方向为渔业环境及水产品质量安全。E-mail: qdl978@163.com

***Corresponding author:** HUANG Xiao-Li, Assistant Professor, Heilongjiang River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, No.232, Hesong Street, Daoli District, Harbin 150070, China. E-mail: huangxiaoli@hrfri.ac.cn

QIN Dong-Li, Professor, Heilongjiang River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, No.232, Hesong Street, Daoli District, Harbin 150070, China. E-mail: qdl978@163.com

ABSTRACT: Objective To clarify the residue levels and edible safety of hexachlorocyclohexane (HCHs) and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDTs) in pond cultured fish in the suburbs of Harbin. **Methods** Four kinds of cultured fishes (carp, silver carp, catfish and grass carp) were used as the research objects, the residual levels of HCHs and DDTs in dorsal muscle, abdominal muscle, liver, skin and gills of cultured fishes were analyzed by gas chromatography-tandem mass spectrometry (GC-MS/MS), and the carcinogenic risks and non-carcinogenic risks assessment in edible parts of fishes were evaluated. **Results** The residues of HCHs and DDTs in various tissues of fish were 0.250–12.881 $\mu\text{g/kg}$ and 0.012–1.439 $\mu\text{g/kg}$, which were lower than the limits specified in GB 2763—2021 *National food safety standard-Maximum residue limits of pesticides in foods* (DDTs $\leq 500 \mu\text{g/kg}$ and HCHs $\leq 100 \mu\text{g/kg}$). The highest residues of HCHs and DDTs in dorsal muscle, abdominal muscle and skin were catfish, and silver carp was the lowest. The residual level of abdominal muscle was higher than that of dorsal muscle, and the residual amount of HCHs was greater than that of DDTs. The residual HCHs isomers in fish were mainly composed of γ -HCH, with the contribution rates ranging from 80.24% to 95.82%, followed by α -HCH. The daily intakes of HCHs and DDTs caused by the consumption of the farmed fish were 3.433–10.751 $\text{ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ and 0.213–1.420 $\text{ng}/(\text{kg}\cdot\text{d})$, respectively, which were lower than the reference dose (RfD). If the carcinogenic risk index (CRI) were between 10^{-7} and 10^{-5} , there was a certain potential carcinogenic risk; the non-carcinogenic hazard index (HI) was less than 1 and acceptance level. **Conclusion** Although HCHs and DDTs have been banned for many years, they can still be detected in farmed fish, but their residual levels are lower than the national limit standards, and there is no obvious health risk to the population.

KEY WORDS: fish; hexachlorocyclohexane; dichlorodiphenyltrichloroethane; health risk assessment; pond culture

0 引言

有机氯农药(organochlorine pesticides, OCPs)是一类氯代芳香烃的衍生物,主要包括六六六(hexachlorocyclohexane, HCHs)、滴滴涕(dichlorodiphenyltrichloroethane, DDTs)、狄氏剂、艾氏剂、异狄氏剂、氯丹、毒杀芬等。有机氯农药已成为世界上最普遍的持久性有机污染物之一^[1-2],目前仍然能够在土壤^[3-6]、海洋^[7]、地表水、地下水^[8-10]中检测到其残留。其中,HCHs和DDTs是历史上使用最为广泛的两种农药^[4-5]。20世纪60年代起,多个国家陆续开始禁止使用和生产这两种有机氯农药。我国也于1980年开始停止生产、销售和施用该农药。然而,尽管上述两种农药已经停用多年,但由于其高毒性、历史使用量大、半衰期长、难降解等特点,导致了其在环境中持久性存在并威胁生态安全^[2-3]。学者们已在山西省临汾市^[11]、福建省厦门市、漳州市和宁德市^[12-13]等地的市售鱼类和松花江^[14]、珠江河口^[15]、广东沿海^[16]、保安湖^[17]、山东沿海^[18]等水域野生鱼体内检测到HCHs和DDTs残留,食用受污染鱼类可能会面临一定的健康风险。可见,有机氯农药残留及生态健康风险仍然是环境领域需要密切关注的问题^[8]。

我国淡水鱼主要以池塘养殖为主,据统计,2020年我国淡水池塘养殖面积有2625.4千 hm^2 ,占水产养殖面积的37.3%;淡水池塘养殖产品总产量2279.7万t,占淡水养殖

水产品总量的73.8%^[19]。淡水养殖池塘基本上属于静止水体,水源一般来自于临近地表水或地下水^[20]。土壤环境中残留的HCHs和DDTs可能会随降水、地表径流等进入到水环境中,进而在池塘底泥中蓄积。池塘底泥中和养殖水中的HCHs和DDTs残留将可能在养殖鱼类体内迁移与累积^[21-22]。已有学者在山西^[11]、福建^[12-13]及中国沿海^[23]等地的池塘养殖鱼类体内检测到HCHs和DDTs的残留。HCHs和DDTs可通过食物链积累,影响水产品质量安全,进而威胁人类的健康^[24-28]。因此,开展养殖鱼类的安全性和风险评价具有重要意义。

东北地区种植业发达,历史上曾大量使用HCHs和DDTs,淡水养殖多以传统土基池塘为主,且常临紧邻耕地。本研究以哈尔滨郊区某一淡水池塘养殖的4种鱼类(鲤、鲢、鳊和草鱼)为研究对象,考察上市前4种成品鱼鱼体的不同组织(背肌、腹肌、皮、鳃和肝脏)中HCHs和DDTs残留水平和组成特征,并利用致癌风险评价和非致癌风险评价方法明确食用该鱼类的健康风险,为深入理解鱼类对HCHs和DDTs的富集特点、保障水产品质量安全提供科学依据与参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集

实验样品采集自位于哈尔滨市宾县(N127°05'08", E46°03'22")的养殖池塘。样品规格为:鲤(体长(34.79±4.72) cm、

体重(925±309) g]、鲢[体长(46.25±0.50) cm、体重(1027±76) g]、鳊[体长(46.51±5.76) cm、体重(938±313) g]、草鱼[体长(53.72±1.10) cm、体重(2245±146) g]。在同一养殖池塘中,于养殖后期(9月)出池售卖前采集 49 尾样品,其中鲤 25 尾、鳊 10 尾、鲢 7 尾、草 7 尾。鱼样品冷藏保存带回实验室,分别取背肌、腹肌、皮、鳃和肝脏,均质成鱼糜,混合均匀后分别装进封口袋中,-20℃冰柜贮藏待测。

1.2 试剂与仪器

实验用水为超纯水(一级水,美国 Millipore 公司);氦气、氩气(纯度>99.999%,哈尔滨卿华气体工业有限公司);正己烷、环己烷、乙酸乙酯、乙腈(色谱纯)、无水硫酸钠、氯化钠(分析纯)、HCHs 标准溶液(含 α -六六六、 β -六六六、 γ -六六六、 δ -六六六)、DDTs 标准溶液(含 p,p'-DDD、p,p'-DDE、o,p'-DDT、p,p'-DDT)(200 mg/L)、内标物环氧七氯(100 mg/L)(上海安谱实验科技有限公司);Bio-Bead S-X3 凝胶(美国 J2 Scientific 公司)。

7890B~7000C 气相色谱-串联三重四极杆质谱仪、DB-5MS 色谱柱(30 m×0.25 mm, 0.25 μ m)(美国安捷伦公司);AccuPrep MPS 全自动凝胶渗透色谱仪(美国 J2 Scientific 公司);BUCHI syncore 多样品定量浓缩/平行蒸发仪(德国 BUCHI 公司);KQ~700E 型超声波清洗机(昆山超声仪器有限公司);BIOFUGE STRATOS 高速离心机(美国 Thermo 公司);MS1 涡旋混匀器(德国 IKA 公司);A10 纯水器(美国 Millipore 公司);XS205Du 电子天平(精度 0.00001 g,瑞士梅特勒-托利多有限公司);0.22 μ m 的有机相滤膜(上海安谱实验科技有限公司)。

1.3 实验方法

1.3.1 校准曲线溶液的配制

准确配制质量浓度为 0.1、0.2、0.5、1.0、2.0、5.0、10.0、20.0、50.0、100.0 μ g/L 的混合标准溶液,内标物环氧七氯质量浓度为 10 μ g/L。

1.3.2 HCHs 和 DDTs 的提取

准确称取背肌、腹肌、皮、鳃和肝脏各 5.0 g 于 50 mL 离心管中,加入 0.1 mL 内标溶液(环氧七氯: 100 ng/mL)和 3 mL 水,涡旋混匀,再加入 20 mL 乙腈,充分摇匀后超声提取 30 min。加入 2.0 g 氯化钠和 8.0 g 无水硫酸钠,于 5℃下以 7000 r/min 离心 5 min,吸取上层清液于浓缩管中。用 20 mL 乙腈重复提取一次,合并两次提取液,用多样品定量浓缩/平行蒸发仪浓缩至近干,以环己烷-乙酸乙酯(1:1, V/V)复溶,经 0.22 μ m 的有机相滤膜过滤后定容至 10 mL,待净化^[29]。

1.3.3 HCHs 和 DDTs 的净化

鱼组织以 Bio-Bead S-X3 凝胶作为柱填料,环己烷-乙酸乙酯(1:1, V/V)作为流动相,柱流速 4.7 mL/min,样品定量环 5 mL,收集 8.0~18.5 min 的流出液,在线浓缩,用正己烷定容至 1.0 mL,气相色谱-串联质谱法(gas chromatography-tandem

mass spectrometry, GC-MS/MS)待测^[14,29]。按照公式(1)计算:

$$X = \frac{(C - C_0) \times V}{m} \quad (1)$$

式中, X: 组织中 HCHs 或 DDTs 含量, μ g/kg;

C: 样液中 HCHs 或 DDTs 质量浓度, μ g/L;

C₀: 空白样液中 HCHs 或 DDTs 质量浓度, μ g/L;

V: 定容体积, mL;

m: 样品质量, g。

1.3.4 气相色谱-串联质谱法分析条件

(1) 色谱条件

色谱柱: DB-5MS 色谱柱(30 m×0.25 mm, 0.25 μ m);进样口温度: 250℃;色谱柱升温程序: 60℃保持 1 min,以 20℃/min 的速度升至 180℃,以 5℃/min 的速度升至 220℃,保持 3 min,以 25℃/min 的速度升至 280℃保持 10 min,共计 30.4 min。载气: 氦气,纯度 99.999%,流速: 1.0 mL/min;进样量: 1 μ L;进样方式: 无分流进样,1.5 min 后打开分流阀和隔垫吹扫阀^[29]。

(2) 质谱条件

电离方式: 电子轰击(electron impact, EI), 电离能: 70 eV;传输线温度: 280℃;离子源温度: 230℃;溶液延迟 8.0 min。具体的质谱参数见文献^[29]。

1.3.5 健康风险评估方法

(1) 每日摄入量

本研究对采集的 4 种鱼类的可食部分开展人体暴露水平研究,采用联合国粮农组织和世界卫生组织(Food and Agriculture Organization/World Health Organization, FAO/WHO)规定的可接受的每日摄入量(estimated daily intakes, EDI)进行居民膳食暴露水平分析^[11]。按照公式(2)计算:

$$EDI = \frac{C_m - CR}{BW} \quad (2)$$

式中, EDI: 每日每人从鱼肉中摄入 HCHs 或 DDTs 的量, ng/(kg·d);

C_m: 鱼肉中 HCHs 或 DDTs 的浓度, μ g/kg;

CR: 居民每日摄入的鱼肉量, g/d;

BW: 居民的体重, kg。

(2) 致癌风险评价

致癌风险是指人体暴露于某种致癌物质的环境中,可能引起癌症发生的概率,总致癌风险是指暴露于多种致癌物环境中引起致癌的概率之和。根据 HCHs 和 DDTs 的致癌强度系数[cancer slope factor, CSF, kg/(d·mg), 表 1],估算 HCHs 和 DDTs 的致癌风险指数(cancer risk index, CRI)^[11-12,24]。按照公式(3)计算:

$$CRI = EDI \times CSF \times CF \quad (3)$$

式中, CSF: 致癌强度系数, [kg/(d·mg)];

CF: 换算系数, 10⁻⁶ mg/ng。

总致癌风险是 HCHs 和 DDTs 各单体致癌风险的累加。

表 1 HCHs 和 DDTs 致癌强度系数和参考剂量
Table 1 Cancer slope factors and reference doses of HCHs and DDTs

	α -六六六	γ -六六六	β -六六六	δ -六六六	p,p'-DDE	p,p'-DDD	p,p'-DDT	o,p'-DDT
CSF/[kg/(d·mg)]	6.3	1.3	1.8	1.8	0.34	0.24	0.34	0.34
RfD/[mg/(kg·d)]	8×10^{-3}	3×10^{-4}	5×10^{-4}	3×10^{-4}	-	-	5×10^{-4}	5×10^{-4}

注: -表示未检索到相关致癌强度系数和参考剂量。

(3)非致癌风险评价

非致癌效应的潜在风险是通过在指定的时间段摄入量与衍生了类似物的曝光时间参考剂量比值来表示暴露水平并进行评估。而这种评估是通过危害指数(hazard quotient, HQ)来表示^[25], EDI 是每日估计摄入量[ng/(kg·d)], 参考剂量(reference dose, RfD)为食品中化学物质的日平均接触剂量的估计值[mg/(kg·d)](见表 1), CF 为换算系数(10^{-6} mg/ng), HQ^[26]计算公式如式(4)所示。

$$HQ = \frac{EDI \times CF}{RfD} \tag{4}$$

若污染物是混合物时, 危害指数为 HI, 如公式(5)所示。

$$HI = \sum HQ_i = \sum \frac{EDI_i \times CF_i}{RfD_i} \tag{5}$$

当危险指数小于 1 时, 认为风险是可以接受的; 大于 1 时, 认为危险是不可以接受的^[11,23,27]。危险指数法的最主要优势是它清晰、易懂并且与参考剂量值相关。

1.4 质量控制与质量保证

本研究中检测方法得到的 HCHs 和 DDTs 线性相关系数在 0.9958~0.9981 之间, 基质加标回收率为 92.53%~96.40%、相对标准偏差(relative standard deviations, RSDs)为 0.89%~3.85%。方法的准确度(回收率 70%~120%)和精密密度(RSDs<10%)满足检测要求。所有实验样品平行测定 3 次。

1.5 数据统计与分析

数据采用平均值±标准偏差表示。利用 Excel 2010、

Visio 2016 绘图和 Origin Pro 8.0 进行数据处理和图片处理。

2 结果与分析

2.1 鱼体不同组织中 HCHs 和 DDTs 残留水平

4 种鱼类不同组织中 HCHs 残留量为 0.250~12.881 μg/kg, 低于 GB 2763—2021《食品安全国家标准 食品中农药最大残留限量》中规定的 HCHs 限量标准 100 μg/kg。其中, 皮中 HCHs 残留量最高, 残留水平为 5.978~12.881 μg/kg; 腹肌中含量为 1.709~11.300 μg/kg, 残留量均高于背肌; 鳃中含量最低, 为 0.299~1.607 μg/kg(表 2)。在背肌、腹肌和皮中 HCHs 残留量由大到小均表现为: 鳃>鲤~草鱼>鲢。与国内其他水域中鱼类相比, 本研究所探究的鱼体内 HCHs 残留处于较低水平, 低于广东沿海市售 3 种鱼类(0.19~32.03 μg/kg)^[16]、莱州湾及东营近岸海域 4 大类水产品(ND~5.73 g/kg)^[30]、保安湖 3 种鱼类(5.94~38.04 μg/kg)^[17]、山东沿海养殖贝类(ND~17.6 μg/kg)^[18]、东北地区稻田养殖中华绒螯蟹(0.14~20.0 μg/kg)^[29]等区域的样品中 HCHs 残留量, 但高于松花江野生鱼类(0.053~0.500 μg/kg)^[14]、福建沿海 3 种养殖鱼类(0.811~1.13 μg/kg)^[13]、珠江河口养殖鱼类(ND~3.54 μg/kg)^[15]、湖北稻田养殖水产品(ND~5.35 μg/kg)^[31]、临汾市市售鱼类(2.84~4.75 μg/kg)^[11]等地研究中的 HCHs 残留量。

4 种鱼体各组织中 DDTs 残留量在 0.012~1.439 μg/kg, 低于 GB 2763—2021 中规定 DDTs 的限量标准 500 μg/kg。鱼体中 DDTs 的残留量低于 HCHs。在背肌、腹肌和皮中

表 2 鱼体不同组织中 HCHs 和 DDTs 残留水平(μg/kg)
Table 2 Residual levels of HCHs and DDTs in different tissues of fish (μg/kg)

组织	鲤(n=25)		鲢(n=7)		鳊(n=10)		草鱼(n=7)	
	HCHs	DDTs	HCHs	DDTs	HCHs	DDTs	HCHs	DDTs
背肌	2.870 (3.068)	0.520 (0.459)	1.004 (1.192)	0.137 (0.147)	3.036 (1.796)	0.927 (0.618)	2.951 (1.839)	0.182 (0.119)
腹肌	4.245 (5.998)	0.446 (0.517)	1.709 (2.363)	0.136 (0.136)	11.300 (3.870)	1.439 (0.495)	4.040 (2.242)	0.132 (0.123)
肝脏	5.293 (5.771)	0.305 (0.500)	2.553 (0.772)	0.023 (0.029)	0.250 (0.244)	0.012 (0.037)	4.709 (1.492)	0.048 (0.023)
皮	10.114 (9.273)	0.548 (0.370)	5.978 (2.224)	0.265 (0.043)	12.881 (3.833)	1.230 (0.520)	9.121 (1.951)	0.268 (0.107)
鳃	0.783 (1.090)	0.090 (0.105)	0.720 (0.692)	0.068 (0.042)	0.299 (0.250)	0.039 (0.088)	1.607 (0.434)	0.018 (0.047)

注: n 为样本量, 结果以平均值(标准偏差)表示, 下同。

DDTs 残留量由大到小均表现为鲢>鲤>草鱼<鲑, 草鱼和鲑的 DDTs 残留量相近。本研究中 DDTs 残留量与松花江野生鱼类 (0.073~0.220 μg/kg)^[14]相近, 低于广东沿海市售 3 种鱼类 (0.15~8.27 μg/kg)^[16]、临汾市市售鱼类(11.6~21.28 μg/kg)^[11]、湖北稻田养殖水产品(ND~6.89 μg/kg)^[31]、珠江河口养殖鱼类 (ND~42.73 μg/kg)^[15]、保安湖 3 种鱼类(5.99~8.38 μg/kg)^[17]、山东沿海养殖贝类(2.68~66.7 μg/kg)^[18]、东北地区稻田养殖中华绒螯蟹(0.12~7.32 μg/kg)^[29]、莱州湾及东营近岸海域四大类水产品(0.122~304 μg/kg)^[30], 但高于福建沿海 3 种养殖鱼类 (0.401~0.578 μg/kg)^[13]等水域野生水产品的残留量。

HCHs 和 DDTs 在不同鱼体内残留量存在差异, 这可能跟鱼的生活习性有关。鲢是肉食性鱼类, 以小型鱼类为食, 其体内脂肪含量高, 体表黏液多。草鱼和鲑是草食性鱼类, 以水草、碎屑、浮游植物和内浮游生物为食。HCHs 和 DDTs 残留量在鱼体不同组织中差异显著, 与其脂溶性特点有关, 腹肌和皮中脂肪含量较背肌高, 更易富集 HCHs 和 DDTs, 鳃是鱼体的呼吸器官, 具有过滤的功能, 因此 HCHs 和 DDT 在鳃中残留水平较低。

2.2 鱼类各组织中 HCHs 和 DDTs 组成特征

在 4 种鱼类的背肌、腹肌、肝脏、皮和鳃中 HCHs 异构体(α -六六六、 γ -六六六、 β -六六六和 δ -六六六)均有不同程度的检出(表 3)。其中, 各组织中 γ -六六六含量最高, 在 0.201~11.594 μg/kg 之间。在 4 种鱼类的各组织中, γ -六六六的检出率为 68.0%~100.0%, α -六六六检出率为 0~100.0%;

β -六六六和 δ -六六六在各组织中检出率较低。 γ -六六六对 HCHs 残留量的贡献率最大, 为 80.24%~95.82%, 其次是 α -六六六, 贡献率在 0~17.76%之间(图 1)。通常用 $W_{\alpha\text{-六六六}}/W_{\gamma\text{-六六六}}$ 可以推测污染源(W 表示物质残留量, 下同), 计算得知鱼各组织的 $W_{\alpha\text{-六六六}}/W_{\gamma\text{-六六六}}<1$, 而鱼各组织中 γ -六六六是主要残留物质, 因此判断可能与林丹(由 99%的 γ -六六六组成)的使用有关^[11]。

鲤、鲢和草鱼组织中 γ -六六六含量由大到小表现为:皮>肝脏>腹肌>背肌>鳃; 皮中残留量最高, 分别为 8.782、5.251 和 8.259 μg/kg; 鳃中的残留量较低, 为 0.639~1.463 μg/kg。鲢的皮中 γ -六六六残留量最高, 为 11.594 μg/kg, 其次为腹肌, 最低为肝脏, 含量为 0.201 μg/kg。

在鲢、草鱼的背肌、腹肌、肝脏和皮中 DDTs 残留以 p,p'-DDE 为主要存在形式, 残留水平在 0.023~0.134 μg/kg 之间(表 3)。鲢的腹肌中 p,p'-DDE 残留量最高, 为 0.587 μg/kg, 背肌、肝脏中 DDTs 残留以 o,p'-DDT 为主, 残留量分别为 0.324 和 0.005 μg/kg。在鲢、鲢和草鱼的鳃中 DDTs 残留以 p,p'-DDT 为主, 残留水平在 0.018~0.066 μg/kg 之间。p,p'-DDE 在 4 种鱼类的背肌、腹肌和皮中检出率较高, 在 85.71%~100%之间(图 1)。通常用 $W_{\text{DDD}}/W_{\text{DDT}}$ 的比值判断 DDTs 来源, $W_{\text{DDD}}/W_{\text{DDT}}>1$ 时, 说明 DDTs 是历史残留; $W_{\text{DDD}}/W_{\text{DDT}}<1$ 时, 有新的 DDTs 输入。虽然鱼组织中 $W_{\text{DDD}}/W_{\text{DDT}}<1$, 不过由于 DDTs 异构体的残留量较低, 并不能准确说明鱼在生长过程中受新的 DDTs 输入影响^[11]。

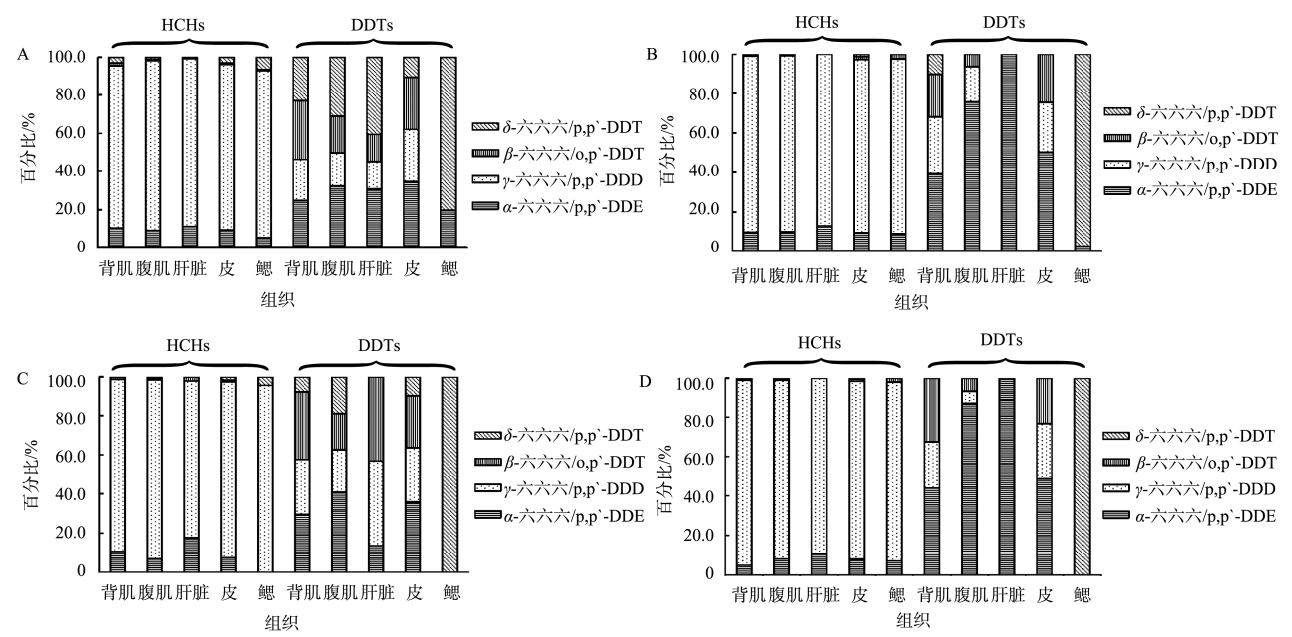
表 3 鱼体各组织中 DDTs 和 HCHs 异构体含量(μg/kg)
Table 3 Content of DDTs and HCHs isomers in each tissue of fish (μg/kg)

鱼类	组织部位	α -六六六	γ -六六六	β -六六六	δ -六六六	p,p'-DDE	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT
鲤 (n=25)	背肌	0.296 (0.225)	2.442 (2.595)	0.046 (0.057)	0.086 (0.191)	0.129 (0.084)	0.112 (0.094)	0.159 (0.101)	0.120 (0.180)
	腹肌	0.385 (0.332)	3.783 (5.534)	0.021 (0.048)	0.054 (0.083)	0.144 (0.115)	0.078 (0.095)	0.086 (0.099)	0.139 (0.208)
	肝脏	0.594 (0.516)	4.656 (5.137)	0.006 (0.017)	0.038 (0.102)	0.094 (0.052)	0.044 (0.081)	0.044 (0.081)	0.124 (0.286)
	皮	0.947 (0.601)	8.782 (8.113)	0.082 (0.119)	0.303 (0.440)	0.190 (0.083)	0.150 (0.061)	0.150 (0.061)	0.058 (0.164)
	鳃	0.042 (0.093)	0.686 (0.905)	0.006 (0.030)	0.050 (0.063)	0.018 (0.018)	ND	ND	0.072 (0.086)
鲢 (n=7)	背肌	0.098 (0.060)	0.898 (1.110)	0.008 (0.022)	ND	0.054 (0.033)	0.039 (0.052)	0.030 (0.039)	0.014 (0.024)
	腹肌	0.171 (0.089)	1.527 (2.245)	ND	0.011 (0.029)	0.103 (0.083)	0.025 (0.031)	0.009 (0.023)	ND
	肝脏	0.333 (0.203)	2.220 (0.570)	ND	ND	0.023 (0.029)	ND	ND	ND
	皮	0.569 (0.184)	5.251 (1.919)	0.092 (0.025)	0.067 (0.097)	0.134 (0.017)	0.066 (0.013)	0.065 (0.013)	ND
	鳃	0.065 (0.054)	0.639 (0.595)	0.016 (0.043)	ND	0.002 (0.005)	ND	ND	0.066 (0.037)

表 3(续)

鱼类	组织部位	α -六六六	γ -六六六	β -六六六	δ -六六六	p,p'-DDE	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT
鲢 (n=10)	背肌	0.326 (0.109)	2.673 (1.627)	0.031 (0.041)	0.006 (0.020)	0.274 (0.136)	0.260 (0.187)	0.324 (0.208)	0.069 (0.087)
	腹肌	0.800 (0.269)	10.333 (3.335)	0.087 (0.158)	0.081 (0.108)	0.587 (0.203)	0.313 (0.092)	0.264 (0.088)	0.275 (0.112)
	肝脏	0.044 (0.043)	0.201 (0.185)	0.005 (0.016)	ND	0.002 (0.005)	0.005 (0.016)	0.005 (0.016)	ND
	皮	0.973 (0.277)	11.594 (3.216)	0.111 (0.076)	0.203 (0.264)	0.441 (0.163)	0.340 (0.098)	0.333 (0.107)	0.116 (0.151)
	鳃	ND	0.287 (0.210)	ND	0.013 (0.040)	ND	ND	ND	0.039 (0.088)
草鱼 (n=7)	背肌	0.144 (0.127)	2.781 (1.680)	0.025 (0.031)	ND	0.080 (0.035)	0.043 (0.036)	0.059 (0.047)	ND
	腹肌	0.328 (0.130)	3.678 (2.077)	ND	0.034 (0.035)	0.115 (0.077)	0.009 (0.023)	0.009 (0.023)	ND
	肝脏	0.505 (0.172)	4.203 (1.320)	ND	ND	0.048 (0.023)	ND	ND	ND
	皮	0.726 (0.136)	8.259 (1.689)	0.097 (0.023)	0.039 (0.103)	0.130 (0.023)	0.075 (0.042)	0.062 (0.041)	ND
	鳃	0.114 (0.059)	1.463 (0.315)	0.030 (0.060)	ND	ND	ND	ND	0.018 (0.047)

注: ND 为未检出。



注: A. 异构体对鲤的 HCHs 和 DDTs 贡献率; B. 异构体对鲢的 HCHs 和 DDTs 贡献率; C. 异构体对鲢的 HCHs 和 DDTs 贡献率; D. 异构体对草鱼的 HCHs 和 DDTs 贡献率。

图 1 异构体对 4 种鱼体内的 HCHs 和 DDTs 贡献率
Fig.1 Contribution rates of isomers to HCHs and DDTs in four fish species

2.3 健康风险评估

2.3.1 每日摄入量

根据中国营养协会《居民膳食指南》提供, 鱼肉的居民每日摄入量为 23.7 g/d, 居民体重为 60 kg。居民食用本研究中采集的鱼类, HCHs 和 DDTs 每日摄入量分别为 3.433~10.751 ng/(kg·d)和 0.213~1.420 ng/(kg·d)(表 4), 均低于 RfD。食用本研究中采集的鱼类, HCHs 异构体的每日摄入量由大到小顺序为: γ -六六六> α -六六六> δ -六六六和 β -六六六, DDTs 异构体每日摄入量由大到小顺序为: p,p'-DDE>o,p'-DDT 和 p,p'-DDD> p,p'-DDT; HCHs 每日摄入量大于 DDTs 每日摄入量, 食用鲢的 HCHs 和 DDTs 每日摄入量均高于其他 3 种鱼类, 而鲢的 HCHs 和 DDTs 每日摄入量均最低。

2.3.2 致癌风险评价

根据表 1 中 HCHs 和 DDTs 的致癌强度系数, 按公式(3)估算 HCHs 和 DDTs 致癌风险指数 CRI, 结果见表 5, 鲤、鲢、鲶和草鱼的 HCHs 和 DDTs 致癌风险指数在

$6.15\times 10^{-6}\sim 1.82\times 10^{-5}$ 和 $6.71\times 10^{-8}\sim 4.47\times 10^{-7}$ 之间。食用本研究中采集的鱼类会存在的致癌风险较小, 在可接受水平。食用鲢产生的 HCHs 和 DDTs 致癌风险相对较大, 食用鲢产生的致癌风险相对较小。HASSAN 等^[32]调查奎那市鲶背肌的 OCPs 致癌风险指数在 $10^{-6}\sim 10^{-4}$ 之间, 张敏等^[17]认为食用保安湖草鱼存在一定的潜在致癌风险, 与本研究结果相似。

2.3.3 非致癌风险评价

根据表 1 中 HCHs 和 DDTs 的参考剂量 RfD, 按公式(4)或公式(5)估算鱼体中 HCHs 和 DDTs 的非致癌风险指数, 结果见表 6。食用鲤、鲢、鲶和草鱼可能存在一定的非致癌风险, HCHs 和 DDTs 的非致癌风险指数范围分别为 $1.03\times 10^{-2}\sim 3.31\times 10^{-2}$ 和 $9.28\times 10^{-5}\sim 1.09\times 10^{-3}$ 。不同种鱼之间相比较, 食用鲢产生的非致癌风险较其他鱼类高, 而食用鲢产生的非致癌风险最低。HCHs 和 DDTs 非致癌风险指数均远小于 1, 风险在可接受水平, 这与张敏等^[17]、徐彪等^[33]的研究结果相近。

表 4 HCHs 和 DDTs 每日摄入量[ng/(kg·d)]
Table 4 Daily intake of HCHs and DDTs [ng/(kg·d)]

鱼类	α -六六六	γ -六六六	β -六六六	δ -六六六	HCHs	p,p'-DDE	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	DDTs
鲤	0.643	5.928	0.059	0.175	6.806	0.183	0.134	0.156	0.125	0.598
鲢	0.331	3.032	0.039	0.031	3.433	0.115	0.052	0.041	0.005	0.213
鲶	0.829	9.717	0.091	0.114	10.751	0.514	0.361	0.363	0.182	1.420
草鱼	0.473	5.814	0.048	0.029	6.364	0.128	0.050	0.051	0.000	0.230

表 5 HCHs 和 DDTs 的致癌风险指数
Table 5 Carcinogenic risk index of HCHs and DDTs

CRI	α -六六六	γ -六六六	β -六六六	δ -六六六	HCHs	p,p'-DDE	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	DDTs
鲤	4.05×10^{-6}	7.71×10^{-6}	1.06×10^{-7}	3.16×10^{-7}	1.22×10^{-5}	6.22×10^{-8}	3.22×10^{-8}	5.30×10^{-8}	4.26×10^{-8}	1.90×10^{-7}
鲢	2.09×10^{-6}	3.94×10^{-6}	7.10×10^{-8}	5.54×10^{-8}	6.15×10^{-6}	3.90×10^{-8}	1.24×10^{-8}	1.39×10^{-8}	1.86×10^{-9}	6.71×10^{-8}
鲶	5.22×10^{-6}	1.26×10^{-5}	1.63×10^{-7}	2.06×10^{-7}	1.82×10^{-5}	1.75×10^{-7}	8.66×10^{-8}	1.24×10^{-7}	6.18×10^{-8}	4.47×10^{-7}
草鱼	2.98×10^{-6}	7.56×10^{-6}	8.69×10^{-8}	5.19×10^{-8}	1.07×10^{-5}	4.36×10^{-8}	1.20×10^{-8}	1.75×10^{-8}	0	7.31×10^{-8}

表 6 HCHs 和 DDTs 的非致癌风险指数(HQ 或 HI)
Table 6 Non-carcinogenic risk index (HQ or HI) of HCHs and DDTs

HI	α -六六六	γ -六六六	β -六六六	δ -六六六	HCHs	o,p'-DDT	p,p'-DDT	DDTs
鲤	8.04×10^{-5}	1.98×10^{-2}	1.18×10^{-4}	5.85×10^{-4}	2.05×10^{-2}	3.12×10^{-4}	2.50×10^{-4}	5.62×10^{-4}
鲢	4.14×10^{-5}	1.01×10^{-2}	7.89×10^{-5}	1.03×10^{-4}	1.03×10^{-2}	8.18×10^{-5}	1.09×10^{-5}	9.28×10^{-5}
鲶	1.04×10^{-4}	3.24×10^{-2}	1.81×10^{-4}	3.81×10^{-4}	3.31×10^{-2}	7.27×10^{-4}	3.64×10^{-4}	1.09×10^{-3}
草鱼	5.91×10^{-5}	1.94×10^{-2}	9.66×10^{-5}	9.61×10^{-5}	1.96×10^{-2}	1.03×10^{-4}	0	1.03×10^{-4}

3 结 论

(1)哈尔滨郊区养殖池塘鱼体内 HCHs 和 DDTs 残留水平低于国家限量标准, 残留水平表现为与鱼的种类和组织中脂肪含量有关, 一般肉食性鱼类高于杂食性和草食性, 而高脂肪含量的腹肌和皮较背肌、肝脏和鳃更易富集 HCHs 和 DDTs。

(2)鱼体中 HCHs 残留主要以 γ -六六六为主, 各组织中的残留量在 0.201~11.594 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间。在鲢、草鱼的背肌、腹肌、肝脏和皮中 DDTs 残留以 p,p' -DDE 为主要存在形式, 残留水平在 0.023~0.134 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间。鳃的腹肌中 p,p' -DDE 残留量最高, 为 0.587 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。

(3)食用 4 种鱼类的 HCHs 和 DDTs 每日摄入量均低于参考剂量, 对食用人群无明显的健康风险。

参考文献

- [1] DONETS MM, TSYGANKOV VY, GUMOVSKIY AN, *et al.* Organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Pacific salmon from the Kamchatka Peninsula and Sakhalin Island, Northwest Pacific [J]. *Mar Pollut Bull*, 2021, 169: 112498.
- [2] ABBASSY MA, KHALIFA MA, NASSAR AMK, *et al.* Analysis of organochlorine pesticides residues in fish from Edko Lake (North of Egypt) using eco-friendly method and their health implications for humans [J]. *Toxicol Res*, 2021, 37(4): 1–9.
- [3] FRED-AHMADU OH, TENEBE IT, AYEJUYO OO, *et al.* Microplastics and associated organic pollutants in beach sediments from the Gulf of Guinea (SE Atlantic) coastal ecosystems [J]. *Chemosphere*, 2022, 298: 134193.
- [4] IVANOVA A, WIBERG K, AHRENS L, *et al.* Spatial distribution of legacy pesticides in river sediment from the Republic of Moldova [J]. *Chemosphere*, 2021, 279: 130923.
- [5] HASSAN A, ABDULAZIZ E, SMITHA R, *et al.* Pesticides driven pollution in Kuwait: The first evidence of environmental exposure to pesticides in soils and human health risk assessment [J]. *Chemosphere*, 2021, 273: 129688.
- [6] GARDES T, PORTET-KOLTALO F, DEBRET M, *et al.* Historical and post-ban releases of organochlorine pesticides recorded in sediment deposits in an agricultural watershed, France [J]. *Environ Pollut*, 2021, 288: 117769.
- [7] TANABE S, TATSUKAWA R, KAWANO M, *et al.* Global distribution and atmospheric transport of chlorinated hydrocarbons: HCH (BHC) isomers and DDT compounds in the Western Pacific, Eastern Indian and Antarctic Oceans [J]. *J Oceanogr Soc Jpn*, 1982, 38(3): 137–148.
- [8] SAH R, BAROTH A, HUSSAIN SA. First account of spatio-temporal analysis, historical trends, source apportionment and ecological risk assessment of banned organochlorine pesticides along the Ganga River [J]. *Environ Pollut*, 2020, 263: 114229.
- [9] 薛超, 谢利晋, 毛锦玉, 等. 中国淮河水体中有机氯农药的风险评价 [J]. *合肥学院学报(综合版)*, 2020, 37(5): 86–92.
XUE C, XIE LJ, MAO JY, *et al.* Risk assessment of organochlorine pesticides in surface water of Huaihe River in China [J]. *J Hefei Univ (Comp Ed)*, 2020, 37(5): 86–92.
- [10] 覃东立, 高磊, 黄晓丽, 等. 水体与底泥中有机氯和除草剂农药残留的气相色谱串联质谱同步测定方法 [J]. *环境化学*, 2017, 36(11): 2366–2374.
QIN DL, GAO L, HUANG XL, *et al.* Simultaneous determination of organochlorine and herbicide pesticide residues in water and sediment by gas chromatography-tandem mass spectrometry [J]. *Environ Chem*, 2017, 36(11): 2366–2374.
- [11] 周彦池. 临汾市食物中滴滴涕和六六六的残留水平及人体健康风险评估 [D]. 南京: 南京师范大学, 2016.
ZHOU YC. Residue levels and human health risk assessment of DDTs and HCHs in food in Linfen City [D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2016.
- [12] 吴萍萍. 厦门市海产品中多氯联苯、有机氯污染水平及安全风险评估 [D]. 福州: 福建农林大学, 2015.
WU PP. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pollution levels and safety risk assessment in seafood in Xiamen [D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University, 2015.
- [13] 刘海新. 福建省 3 种养殖鱼食用健康风险评估 [J]. *中国渔业质量与标准*, 2021, 11(2): 51–62.
LIU HX. Food health risk assessment of three farmed fish in Fujian Province [J]. *Chin Fish Qual Stand*, 2021, 11(2): 51–62.
- [14] 李雪花, 苏红时, 高宁宁, 等. 气相色谱-电子捕获检测法测定松花江流域鱼类生物体内的 26 种有机氯农药 [J]. *中国资源综合利用*, 2021, 39(8): 22–25.
LI XH, SU HS, GAO NN, *et al.* Determination of 26 organochlorine pesticides in fish organisms in Songhua River Basin by gas chromatography-electron capture detection method [J]. *Comp Util Chin Res*, 2021, 39(8): 22–25.
- [15] 穆三姐. 珠江河口滴滴涕、六六六的残留水平及污染特征 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2012.
MU SN. Residue levels and pollution characteristics of DDTs and HCHs in the Pearl River Estuary [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2012.
- [16] 张春辉, 吴永贵, 杨少博, 等. 广东沿海 3 种食用鱼中有机氯农药的残留特征及风险评价 [J]. *贵州农业科学*, 2015, 43(11): 174–178, 184.
ZHANG CH, WU YG, YANG SB, *et al.* Residue characteristics and risk assessment of organochlorine pesticides in three edible fishes in coastal Guangdong [J]. *Guizhou Agric Sci*, 2015, 43(11): 174–178, 184.
- [17] 张敏, 张涛, 邵志云, 等. 保安湖鱼体重金属和有机氯农药污染特征及健康风险评估 [J]. *生态毒理学报*, 2018, 13(6): 288–297.
ZHANG M, ZHANG T, GAO ZY, *et al.* Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals and organochlorine pesticides in fish in Baoan Lake [J]. *Chin J Ecotoxicol*, 2018, 13(6): 288–297.
- [18] 杜静. 山东沿海主要养殖贝类中持久性有机污染物的残留与风险评价 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2019.
DU J. Residues and risk assessment of persistent organic pollutants in main cultured shellfish along the coast of Shandong [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2019.
- [19] 农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会. 中国渔业统计年鉴 2021 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2021.
Fisheries and Fisheries Administration of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs, National Fisheries Technology Promotion Station, China

- Fisheries Society. China fishery statistical yearbook 2021 [M]. Beijing: China Agricultural Press, 2021.
- [20] 黄晓丽, 高磊, 黄丽, 等. 哈尔滨地区养殖池塘中除草剂类农药残留及分布特征[J]. 水产学杂志, 2019, 32(2): 37–43.
- HUANG XL, GAO L, HUANG L, *et al.* Residues and distribution characteristics of herbicide pesticides in aquaculture ponds in Harbin [J]. J Fish, 2019, 32(2): 37–43.
- [21] ZHANG A, CHEN Z, AHRENS L, *et al.* Concentrations of DDTs and enantiomeric fractions of chiral DDTs in agricultural soils from Zhejiang Province, China, and correlations with total organic carbon and pH [J]. J Agric Food Chem, 2012, 60: 8294–8301.
- [22] 陈晓华. 加强农业资源环境保护促进农业可持续发展[J]. 行政管理改革, 2013, (3): 10–15.
- CHEN XH. Strengthening the environmental protection of agricultural resources to promote sustainable agricultural development [J]. Admin Manag Reform, 2013, (3): 10–15.
- [23] 耿婧婧. 中国沿海地区鱼体中持久性有机氯污染物的分布特征及健康风险评估[D]. 上海: 华东师范大学, 2015.
- GENG JJ. Distribution characteristics and health risk assessment of persistent organochlorine pollutants in fish in coastal areas of China [D]. Shanghai: East China Normal University, 2015.
- [24] SANGHAMITRA B, ABHRA C, PRANAB G, *et al.* Organochlorine pesticides and heavy metals in the zooplankton, fishes, and shrimps of tropical shallow tidal creeks and the associated human health risk [J]. Mar Pollut Bull, 2021, 165: 112170.
- [25] XIA C, LAM JCW, WU X, *et al.* Polychlorinated biphenyls (PCBs) in marine fishes from China: Levels, distribution and risk assessment [J]. Chemosphere, 2012, 89(8): 944–949.
- [26] OYINLOYEA JA, OYEKUNLEA JAO, OGUNFOWOKANA AO, *et al.* Human health risk assessments of organochlorine pesticides in some food crops from Esa-Oke farm settlement, Osun State, Nigeria [J]. Heliyon, 2021, 7(7): e07470.
- [27] WEI B, YANG L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China [J]. Microchem J, 2010, 94(2): 99–107.
- [28] JABALI Y, MILLET M, EL-HOZ M. Spatio-temporal distribution and ecological risk assessment of pesticides in the water resources of Abou Ali River, Northern Lebanon [J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2020, 27(15): 17997–18012.
- [29] 覃东立, 黄晓丽, 高磊, 等. 东北稻渔综合种养模式下中华绒螯蟹农药残留水平及健康风险评估[J]. 南方水产科学, 2018, 14(6): 89–98.
- QIN DL, HUANG XL, GAO L, *et al.* Pesticide residue levels and health risk assessment of Chinese mitten crab under the integrated rice-fishing model in Northeast China [J]. Southern Fish Sci, 2018, 14(6): 89–98.
- [30] 刘慧慧, 徐英江, 邓旭修, 等. 莱州湾及东营近岸海域生物体中有氯农药和多氯联苯污染状况与风险评估[J]. 海洋与湖沼, 2013, 44(5): 1325–1332.
- LIU HH, XU YJ, DENG XX, *et al.* Pollution status and risk assessment of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in organisms in the coastal waters of Laizhou Bay and Dongying [J]. Ocean Limnol, 2013, 44(5): 1325–1332.
- [31] 彭婕, 居小倩, 伍刚, 等. 气相色谱-串联质谱法测定稻田水产品中 26 种持久性有机污染物[J]. 中国渔业质量与标准, 2020, 10(4): 45–56.
- PENG J, JU XQ, WU G, *et al.* Determination of 26 persistent organic pollutants in paddy aquatic products by gas chromatography-tandem mass spectrometry [J]. Chin Fish Qual Stand, 2020, 10(4): 45–56.
- [32] HASSAN M, AHMED A, MARZOUK N, *et al.* Detection of organochlorine pesticides residues in Nile fish and its risks in Qena City [J]. SVU-Int J Vet Sci, 2020, 3(1): 51–65.
- [33] 徐彪, 孙丙华, 姜珊, 等. 巢湖 5 种鱼类肌肉部位有机氯农药分布特征研究及风险评估[J]. 生物学杂志, 2016, 33(5): 19–22.
- XU B, SUN BH, JIANG S, *et al.* Study on distribution characteristics and risk assessment of organochlorine pesticides in muscle parts of five species of fish in Chaohu Lake [J]. J Biol, 2016, 33(5): 19–22.

(责任编辑: 于梦娇 张晓寒)

作者简介



黄 丽, 硕士, 中级工程师, 主要研究方向为水产品质量安全。
E-mail: huanglihsd@163.com



黄晓丽, 助理研究员, 主要研究方向为渔业环境污染控制与生态修复。
E-mail: huangxiaoli@hrfri.ac.cn



覃东立, 研究员, 主要研究方向为渔业环境及水产品质量安全。
E-mail: qdl1978@163.com