

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20220408001

江逸野, 曾艳红, 张艳婷, 等. 卤代有机污染物的组织差异性生物富集研究[J]. 生态毒理学报, 2022, 17(4): 141-149

Jiang Y Y, Zeng Y H, Zhang Y T, et al. Tissue-specific bioaccumulation of halogenated organic pollutants in fish [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2022, 17(4): 141-149 (in Chinese)

卤代有机污染物的组织差异性生物富集研究

江逸野^{1,2}, 曾艳红^{1,*}, 张艳婷^{1,2}, 唐斌³, 罗孝俊¹, 麦碧娴¹

1. 中国科学院广州地球化学研究所有机地球化学国家重点实验室, 广州 510640

2. 中国科学院大学, 北京 100049

3. 生态环境部华南环境科学研究所国家环境保护环境污染健康风险评估重点实验室, 广州 510655

收稿日期: 2022-04-08 录用日期: 2022-04-26

摘要: 多溴联苯醚(PBDEs)和得克隆(DPs)是环境中广泛检出的2类典型的含卤有机污染物(HOPs), 了解 HOPs 组织差异性富集特征有助于科学认识其生物富集来源及暴露风险。因此本研究分析了2种鱼类(鲑鱼和乌鳢)的食物残渣及其11种组织样品中 PBDEs 和 DPs 的含量及组成。研究发现脂肪含量较高的组织(如肝脏、脂肪和鱼卵)中污染物含量显著高于其在脂肪含量较低的组织或器官(如肌肉和鱼鳞), 表明 PBDEs 和 DPs 在鱼体组织的分配过程可能主要是一个受脂肪含量影响的被动扩散过程。鲑鱼样品中 PBDEs 组成主要可以分为三大类型: 第1类是以 BDE209 为主的食物残渣, 第2类是以 BDE28 为主的鱼皮、心脏和肝脏, 第3类是以 BDE47 为主的其余组织。而乌鳢样品中 PBDEs 组成主要有两大类型: 第1类是以 BDE28 为主的鱼皮, 第2类是以 BDE47 为主的其他组织。这表明鱼体组织中 PBDEs 和 DPs 富集过程不仅仅受食物暴露来源影响, 部分组织如鱼皮等, 可能同时存在水环境的外暴露来源。此外, DPs 含量与其组成(f_{anti} 值)的显著正相关关系说明鱼体组织中 DPs 组成(f_{anti} 值)可能受到其含量影响。

关键词: 多溴联苯醚; 得克隆; 组织; 生物富集

文章编号: 1673-5897(2022)4-141-09 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Tissue-specific Bioaccumulation of Halogenated Organic Pollutants in Fish

Jiang Yiye^{1,2}, Zeng Yanhong^{1,*}, Zhang Yanting^{1,2}, Tang Bin³, Luo Xiaojun¹, Mai Bixian¹

1. State Key Laboratory of Organic Geochemistry, Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3. State Environmental Protection Key Laboratory of Environmental Pollution Health Risk Assessment, South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Guangzhou 510655, China

Received 8 April 2022 accepted 26 April 2022

Abstract: Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and dechlorane plus (DPs) are two typical classes of halogenated organic pollutants (HOPs) that are widely detected in the environment. Understanding the tissue specific bioaccumulation of HOPs is helpful to scientifically understand their bioaccumulation sources and exposure risks. There-

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41977306); 广州市科技计划项目(202002030134); 广东省基础与应用基础研究基金资助项目(2019A1515110912)

第一作者: 江逸野(1997—), 男, 硕士研究生, 研究方向为持久性有机污染物的生物地球化学过程, E-mail: jiangyiye20@mails.ucas.ac.cn

* 通讯作者(Corresponding author), E-mail: zengyh@gig.ac.cn

fore, the concentrations and compositions of PBDEs and DPBs in chyme and 11 types of tissue samples from two fish species (mud carp and northern snakehead) were investigated. Significantly higher levels of contaminants were observed in tissues with high lipid content (such as liver, fat, and roe) than in tissues or organs with low lipid content (such as muscle and scale), indicating that the distribution process of PBDEs and DPBs in fish tissues could be mainly a passive diffusion process affected by lipid content. The composition of PBDEs in tissues of mud carp can be mainly divided into three types: chyme (dominated by BDE209), fish skin, heart and liver (dominated by BDE28), and the other tissues (dominated by BDE47), whereas for the northern snakehead which can be divided into two types: the fish skin (dominated by BDE28) and the other tissues (dominated by BDE47). These results indicated that the bioaccumulation of PBDEs and DPBs in fish tissue is not only affected by food exposure, some tissues such as fish skin may also have external exposure sources in the water environment. Additionally, the significant positive correlation between DP concentration and the composition (f_{anti}) indicated that the f_{anti} in fish tissues might be influenced by the levels of DPBs.

Keywords: polybrominated diphenyl ethers; dechlorane plus; tissues; bioaccumulation

多溴联苯醚(PBDEs)和得克隆(DPBs)是2类典型的含卤有机污染物(HOPs),这些化合物因其良好的阻燃性能曾作为阻燃剂被大规模生产和使用^[1-2]。然而作为添加型阻燃剂,在PBDEs和DPBs的生产、使用和废弃处理过程中容易被释放进入环境,通过大气和水等输送,进而影响到区域甚至全球环境^[3-5]。由于PBDEs和DPBs具有持久性、生物可利用性和生物毒性等特性,在2009—2019年间先后召开的公约大会上,PBDEs已被列入《联合国关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》,而DPBs也被列入了《联合国关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》的候选名单^[1,6]。尽管目前大部分国家和地区禁止了PBDEs和DPBs的生产和使用,但由于前期的大量使用及化合物的环境持久性,PBDEs和DPBs引起的环境污染仍然是目前环境科学领域重点关注的问题^[7]。

PBDEs和DPBs因其高脂溶性,可以在生物体内富集。近几十年以来,关于PBDEs和DPBs在鱼体内的富集研究受到广泛关注,不仅是因为这些有机污染物对鱼类有害,同时由于其可能通过水生食物链传递,对高营养级生物产生危害,包括人类。前期研究发现鱼体富集PBDEs和DPBs存在显著的物种差异和组织差异,通常这种差异性归咎于HOPs的理化性质的不同及生物代谢^[8-9]。此外,研究也表明水环境接触暴露也是水生生物富集污染物的一个重要途径(如水生生物的皮肤和腮暴露),同时对于与沉积物密切接触的鱼类来说,其皮肤暴露有助于富集沉积环境中的污染物^[10]。然而目前关于鱼体组织差异性富集,大部分研究仅针对少量几种组织(如肌

肉,肝脏和脑),而对于鱼皮和腮等受水环境影响的组织中HOPs分布特征关注极少。因此,对于水生动物(如鱼类)中鳃和鱼皮等组织中PBDEs和DPBs的分布特征如何?这些受水环境显著影响的组织与鱼体内部器官或者组织中PBDEs和DPBs的分布是否存在显著差异?

鲮鱼和乌鳢是我国南方大部分地区常见的2类食用鱼,其中鲮鱼属于典型的杂食性底栖鱼类而乌鳢是一种肉食性鱼类。针对以上问题,本研究选取华南一受电子电器废弃物污染的水域环境中鲮鱼和乌鳢作为研究对象,通过分析2种不同食性鱼类及其不同组织中PBDEs和DPBs的浓度和组成,了解水环境影响的鱼体组织中HOPs富集模式及其与鱼体内部组织的差异性富集特征。

1 材料与方法 (Materials and methods)

1.1 样品采集与前处理

从广东清远(N 23.42°, E 113.01°)—受电子废弃物污染池塘采集了鲮鱼(英文名 mud carp,拉丁文名 *Cirrhinus molitorella*)5条((417±60) g, (30.3±1.2) cm)和乌鳢(英文名 northern snakehead,拉丁文名 *Channa argus*)5条((109±13) g, (23.1±1.5) cm)。根据鱼体不同组织和器官,较全面地采集了2种鱼类的鳃、鱼鳞、鱼皮、肌肉(背部肌肉)、心脏、肝脏、肾脏、肠、鱼卵、脂肪和鱼鳔,食物是生物体富集HOPs的重要来源,为了更好地比较生物组织差异性富集行为,本研究同时分析了鱼体食物残渣,最终每种鱼类样品共采集到12种不同类型样品,冷冻保存送回实验室,待样品前处理。

样品前处理:生物组织及食物残渣样品冷冻干

燥后研磨成粉状。然后称取适量干质量样品(肌肉、鱼鳃和鱼鳞样品称取约 2.0 g;其他组织样品按照实际干质量全部进行前处理分析),同时每 11 个样品做一个空白控制样,加入回收率指示物(BDE77、BDE181、BDE205 和 $^{13}\text{C}_{12}$ -BDE209)后,用丙酮/正己烷混合溶剂(1:1, V:V)150 mL 索氏抽提 24 h。样品抽提液旋转蒸发浓缩后转换溶剂为正己烷,样品定容至 10 mL 后取 1 mL 用于样品的脂肪含量测定(重量法),剩余 9 mL 样品加入浓硫酸氧化去除脂肪 2 次,每次加 3 mL 浓硫酸。除脂后的样品用 3 mL 去离子水萃取 2 次,至样品溶液显示中性后过无水硫酸钠除水。样品浓缩至 1~2 mL,然后过酸性硅胶复合柱(i.d.=1.0 cm)(从下往上:中性硅胶(8 cm),酸性硅胶(8 cm, 44% H_2SO_4 , m:m),无水硫酸钠(2 cm)净化和分离目标化合物。复合柱先用 35 mL 正己烷/二氯甲烷(1:1, V:V)洗脱获得 PBDEs 和 DP_s,氮吹定容后加内标(4-F-BDE67、3-F-BDE153 和 BDE128),用 GC/MS 分析测试。

1.2 仪器分析及质量控制与保证

本次检测的 HOPs 包括:PBDEs(BDE28、47、66、85、100、99、138、154、153、183、196、197、203、208、207、206 和 209)和 DP_s(*syn*-DP 和 *anti*-DP)。低溴代 PBDEs(BDE28、47、66、85、100、99、138、154 和 153)及 DP_s的定量分析采用安捷伦气相色谱-质谱联用仪(6890N GC-5975B MS),负化学离子源(NCI),选择离子扫描模式(SIM)为检测模式。色谱柱采用 DB-XLB(30 m×0.25 mm×0.25 μm , Agilent)。高溴代 PBDEs(BDE183、196、197、203、208、207、206 和 209)测定采用岛津气相色谱-质谱联用仪(Shimadzu GC-MS-QP2010),负化学离子源,选择离子检测模式检测,色谱柱为 DB-5HT(15 m×0.25 mm×0.10 μm , Agilent)。*syn*-DP、*anti*-DP、BDE209 和 ^{13}C -BDE209 的定量检测离子分别为 651.8、653.8、486.7 和 494.7。其余化合物的定量离子为 79,柱温程序参考文献[11]。

整个前处理过程所有器皿洗涤烘干后依次用色谱纯溶剂丙酮、二氯甲烷和正己烷清洗。实验过程中 QA/QC 措施则主要包括在每个样品中添加回收率指示物,在批量处理样品(每 11 个)时添加程序空白样品等保证分析方法准确性和可靠性。在进行仪器分析时,每天进一个固定浓度的日校正标样,确保仪器运行的稳定。方法空白中有痕量 PBDE 单体(BDE28、BDE47、BDE99 和 BDE100)检出,且这些 PBDE 单体的检出浓度范围为 0.5~11.8 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,其

含量显著低于样品中 PBDEs 含量。回收率替代物 BDE77、BDE181、BDE205 和 $^{13}\text{C}_{12}$ -BDE209 的回收率范围分别为 88%~123%、86%~119%、74%~117% 和 54%~129%。方法检出限定义为空白溶剂的 10 倍信噪比,计算得出 PBDEs 及 DP_s的方法检出限范围为 0.7~1.75 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (以湿质量计)。

2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 鱼体组织中 PBDEs 和 DP_s 含量水平

鲑鱼和乌鳢各组织中 PBDEs 和 DP_s 湿质量归一化浓度($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)如图 1(a)和图 1(b)所示。同一物种不同组织中污染物含量差异大(含量差异可达 2~3 个数量级)。对于 PBDEs 来说,鲑鱼各组织或器官中 PBDEs 平均含量依次为脂肪(9 960 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼鳃(2 940 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>心脏(1 720 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>肾脏(600 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>肝脏(595 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼皮(503 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼卵(390 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼鳔(330 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>肠道(300 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>肌肉(110 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼鳞(13 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$),乌鳢各组织或器官中 PBDEs 富集浓度依次为脂肪(28 160 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>肝脏(7 400 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼卵(5 570 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>肠道(3 800 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼鳔(3 720 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼鳃(3 510 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>肾脏(3 360 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼皮(400 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>心脏(240 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>肌肉(120 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)>鱼鳞(28 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)。相比 PBDEs,尽管鱼体组织中 DP_s 含量比 PBDEs 含量低 1~3 个数量级,其组织间分布同样表现出脂肪含量较高的组织(如肝脏、脂肪和鱼卵)中 DP_s 浓度(鲑鱼:1.3~18.8 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,乌鳢:10~20 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)显著高于脂肪含量较低的组织或器官(如肌肉和鱼鳞)中 DP_s 浓度(鲑鱼:0.1~0.4 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$,乌鳢:0.1~1.0 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)。以上污染物组织间显著的差异性富集结果表明,在开展污染物生物富集情况的比较时,有必要针对相同类型组织。同时,鱼体肌肉组织中污染物平均浓度 $C_{\text{PBDEs}}=115 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $C_{\text{DPs}}=104.50 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$,且文献报道,中国成年居民平均体质量为 61.75 kg^[12](以男女人口数目 1:1 计算),中国农村居民人均鱼类消费量为 38.50 $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ (以 365 $\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$ 计算)^[13],据此初步计算 PBDEs 和 DP_s 每日摄入量分别为 $71.70\times 10^{-6} \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $65.15\times 10^{-6} \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 。本研究中 PBDEs 的日摄入量显著低于其最低不良反应水平($1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)^[14],而 DP_s 由于缺乏相应风险评估标准数据,目前无法对其进行潜在风险评价。然而考虑到 PBDEs 和 DP_s 的生物持久性及其潜在的生物毒性风险,长期食用以上环境中鱼类将可能导致潜在健康风险^[14-16]。

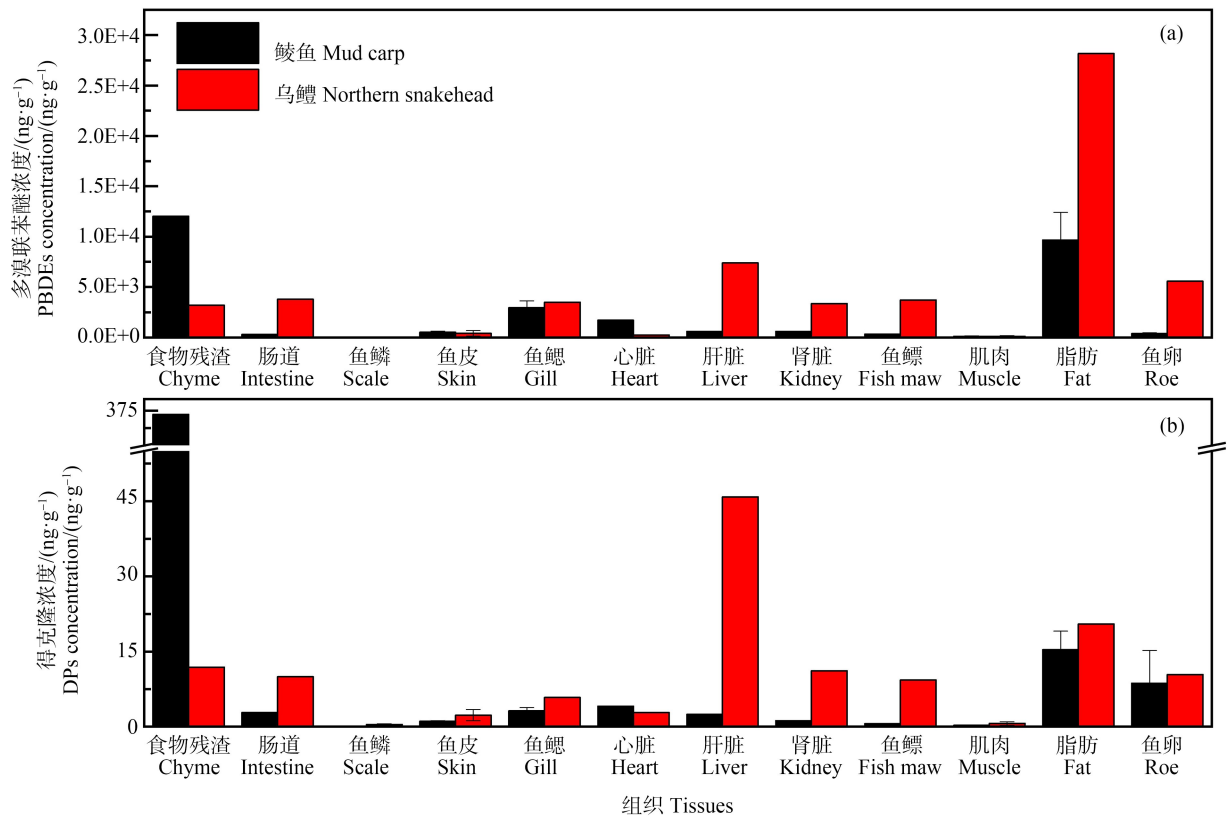


图1 鲮鱼和乌鳢不同类型样品中多溴联苯醚 (PBDEs) (a) 和得克隆 (DPs) (b) 的含量

Fig. 1 Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) concentration (a) and dechlorane plus (DPs) concentration (b) in different tissues of mud carp and northern snakehead

如图1(a)和图1(b)所示,鲮鱼和乌鳢同一组织中污染物富集特征也存在一定差异。除食物残渣、心脏和鱼皮外,乌鳢组织中目标物浓度显著高于相应的鲮鱼组织中目标物浓度(PBDEs: $C_{\text{乌鳢}}/C_{\text{鲮鱼}} = 1.04 \sim 14.4$, DPs: $C_{\text{乌鳢}}/C_{\text{鲮鱼}} = 1.2 \sim 18.7$)。研究表明,乌鳢营养级(TL)为3.64~4.60,而鲮鱼的TL为2.83~4.22,且亲脂性较强的污染物在水生食物链上往往存在生物放大效应^[17],因此相比鲮鱼,乌鳢组织中较高的污染物含量可能与其较高的TL有关。鲮鱼属于杂食性底栖鱼类,以浮游植物、浮游动物和有机碎屑为食物,而乌鳢是一种肉食性鱼类,以各种小型鱼类和水生无脊椎动物为捕食对象。因此,相比鲮鱼,乌鳢食物残渣较低的污染物含量(PBDEs: $C_{\text{乌鳢}}/C_{\text{鲮鱼}} = 0.27$, DPs: $C_{\text{乌鳢}}/C_{\text{鲮鱼}} = 0.03$)可能与2种鱼的食物来源有关。乌鳢心脏中污染物浓度显著低于鲮鱼(PBDEs: $C_{\text{乌鳢}}/C_{\text{鲮鱼}} = 0.70$, DPs: $C_{\text{乌鳢}}/C_{\text{鲮鱼}} = 0.14$),且鱼皮中PBDEs浓度较低($C_{\text{乌鳢}}/C_{\text{鲮鱼}} = 0.80$),但乌鳢皮肤中DPs浓度显著高于鲮鱼($C_{\text{乌鳢}}/C_{\text{鲮鱼}} = 2.1$)。心脏作为一种内脏器官,其污染物的主要来源是内暴

露^[18],而鱼皮一方面可能受内暴露富集影响,另一方面可能受到水环境暴露的影响^[10]。因此,乌鳢心脏和鱼皮中PBDEs和DPs含量与鲮鱼相应器官或组织中目标物含量水平差异暗示未来研究有必要进一步探究以上组织或器官的污染物富集特征。

进一步分析鲮鱼和乌鳢中DPs和PBDEs的组织差异性富集特征,如图2(a)和图2(b)所示,2种鱼体不同组织中污染物含量($\text{ng} \cdot \text{g}^{-1}$)与其组织脂肪含量显著正相关($P < 0.01$)。以上结果表明对于亲脂性化合物PBDEs和DPs在鱼体大部分组织中的分配过程主要是一个受脂肪含量影响的被动扩散过程,该实验结果与文献报道一致^[19]。然而,图2(a)中可以看到明显的离散值,例如乌鳢肝脏组织中DPs含量和鲮鱼食物残渣中的PBDEs含量显著高于拟合的线性值,造成以上结果异常的原因可能与肝脏代谢功能及鲮鱼复杂食源有关(包括植物、动物和非生物)。

2.2 鱼体组织中PBDEs和DPs组成特征

如图3(a)和图3(b)所示,鲮鱼和乌鳢不同组织中PBDEs组成不同。杂食性鲮鱼不同组织样品中

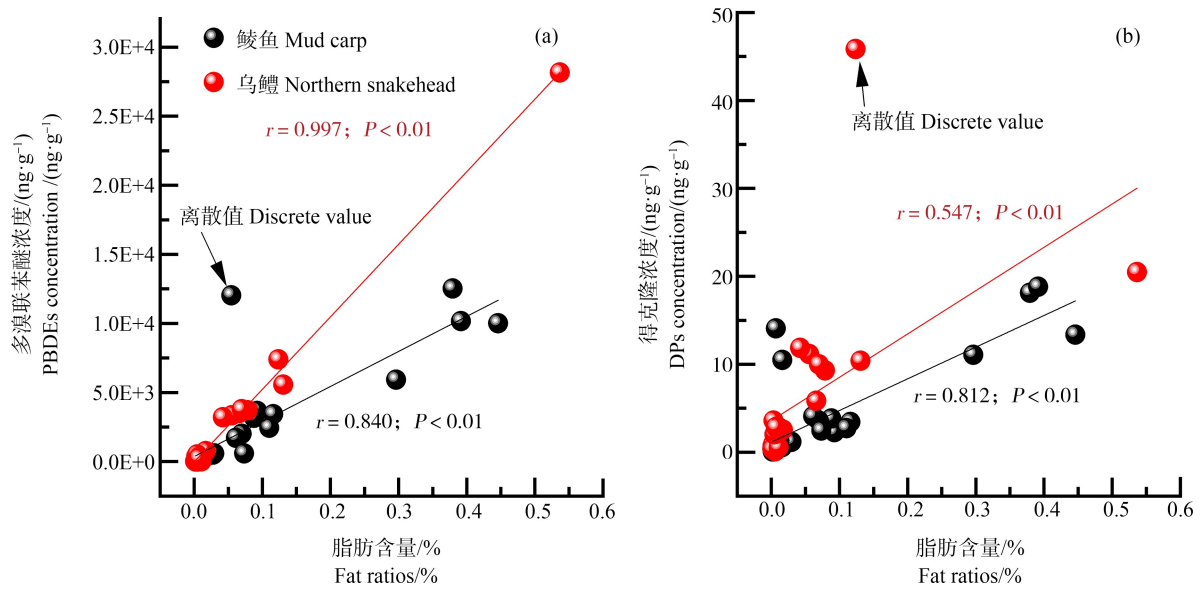


图 2 鲢鱼和乌鳢样品中脂肪含量与 PBDEs (a) 和 DPs (b) 浓度相关关系

Fig. 2 Relationship between fat ratios and PBDEs concentration (a) and DPs concentration (b) in mud carp and northern snakehead

PBDEs 组成主要分为三大类型: 第 1 类是以 BDE209 为主的食物残渣(占 83.6%), 第 2 类是以 BDE28 为主的鱼皮(66.3%)、心脏(63.8%)和肝脏(66.5%), 第 3 类是以 BDE47 为主的其余组织(肠道、鱼鳞、鱼鳃、肾脏、鱼鳔、肌肉、脂肪和鱼卵: 58.7% ~ 66.4%)。而对于肉食性乌鳢来说, 其组织中 PBDEs 组成主要是两大类型: 第 1 类是以 BDE28 为主的鱼皮(71.8%), 第 2 类是以 BDE47 为主的除鱼皮外的其他组织(55.5% ~ 74.3%)。根据前文分析及文献报道, 鲢鱼的食物来源复杂, 包括浮游植物、浮游动物和有机碎屑, 而乌鳢则主要以水生鱼类为食, 而非生物介质(如沉积物)中 PBDEs 的主要成分是 BDE209(85%)^[20], 鱼体中 BDE47 是主要的 PBDEs 单体^[17, 21], 显然乌鳢和鲢鱼食物残渣中差异性的 PBDEs 组成与其不同的食性特征相吻合。BDE28 是水环境中广泛存在的主要的 PBDEs 单体^[22], 因此鱼皮作为同时受水环境和生物富集影响的组织, 乌鳢和鲢鱼鱼皮组织中 BDE28 较高的占比表明该组织可能通过水环境富集暴露显著。此外, 本研究发现, 鲢鱼心脏和肝脏组织中 BDE28 占比较高, 而乌鳢心脏和肝脏以 BDE47 为主, 表明该类型组织中污染物组成存在显著的物种差异。心脏和肝脏是鱼体中供血充足的组织, 鲢鱼是暖水性鱼类, 水温低于 14 °C 时, 就聚集在深水区较少活动, 而乌鳢的生存水温为 0 ~ 41 °C, 导致以上差异性富集模

式是否与物种本身差异性生理特征有关有待进一步探究。

鲢鱼和乌鳢样品中 DPs 组成($f_{anti} = anti-DP / (anti-DP + syn-DP)$)如图 4 所示。鲢鱼的食物残渣和肠道的 DPs 组成(f_{anti} 值)(0.77 和 0.68)与非生物介质的 f_{anti} 值相近(沉积物 0.72, 水 0.66 和悬浮颗粒物 0.84)^[23], 但显著高于乌鳢的食物残渣和肠道中 f_{anti} 值(0.52 和 0.54), 以上结果再次表明, 鲢鱼和乌鳢差异性的食物来源, 且鲢鱼存在从沉积物或环境介质富集污染物的可能。除鲢鱼的食物残渣和肠道外, 其他组织中 f_{anti} 值显著低于工业品中 DPs 组成(0.65 ~ 0.80)^[2], 可能因为食物残渣中的 *anti*-DPs 经由肠道吸收进入体内各个组织的过程中, *anti*-DPs 相较于 *syn*-DPs 代谢快, 同时鲢鱼的食物来源主要是浮游植物和浮游动物等, 而这些生物相对更容易富集 *syn*-DPs, 该实验结果与文献所报道结果相一致^[24]。

比较鲢鱼或者乌鳢不同组织间 DPs 组成发现(图 4), DPs 组成在 2 种鱼体组织间无显著性差异($P > 0.05$), 尽管鲢鱼和乌鳢鱼鳞中 f_{anti} 值(鲢鱼: 0.35 ± 0.06 , 乌鳢: 0.36 ± 0.07)显著低于其他组织(鲢鱼: 0.50 ± 0.06 , 乌鳢: 0.52 ± 0.04)。已有研究表明, *anti*-DP 和 *syn*-DP 含量较低时, f_{anti} 值的计算会存在一定误差^[2], 考虑到本研究鱼鳞组织中 *anti*-DP 和 *syn*-DP 的浓度较低接近检出限(图 1), 因此较低的 f_{anti} 值可能与 *anti*-DP 和 *syn*-DP 较低的浓度有关。同时已

有文献报道 f_{anti} 值大小在一定程度上受其含量影响^[2],因此本研究探讨了DPs脂肪归一化浓度与其组成 f_{anti} 值的相关关系。如图5所示, f_{anti} 值与DPs脂肪归一化浓度显著正相关,表明 *anti*-DP和 *syn*-DP含量较低时其 f_{anti} 值偏低,因此,以上结果暗示鱼体组织中 f_{anti} 值可能受到DPs含量的影响。然而, *anti*-DP和 *syn*-DP的差异性吸收和生物代谢过程也可能导致其 f_{anti} 值的变化,因此有关鱼体不同组织DPs组成在的差异性原因有待后期进一步研究。

鲮鱼和乌鳢组织中PBDEs和DPs含量差异显著,脂肪含量较高的组织(如肝脏、脂肪和鱼卵中污

染物含量显著高于其在脂肪含量较低的组织或器官(如肌肉和鱼鳞),表明对于亲脂性化合物PBDEs和DPs在鱼体大部分组织中的分配过程主要是一个受脂肪含量影响的被动扩散过程。鲮鱼和乌鳢中PBDEs和DPs的组织间差异性组成模式表明鱼体不仅仅受到食物暴露的影响,部分组织如鱼皮等可能同时存在水环境的外暴露来源。此外,DPs含量与其组成(f_{anti} 值)的显著正相关关系说明鱼体组织中DPs组成(f_{anti} 值)可能受到其含量影响显著。因此,以上鱼体组织间PBDEs和DPs显著的差异性富集结果表明在开展水生生物的污染物富集研究时有必要综合考虑食物和水环境暴露的影响。

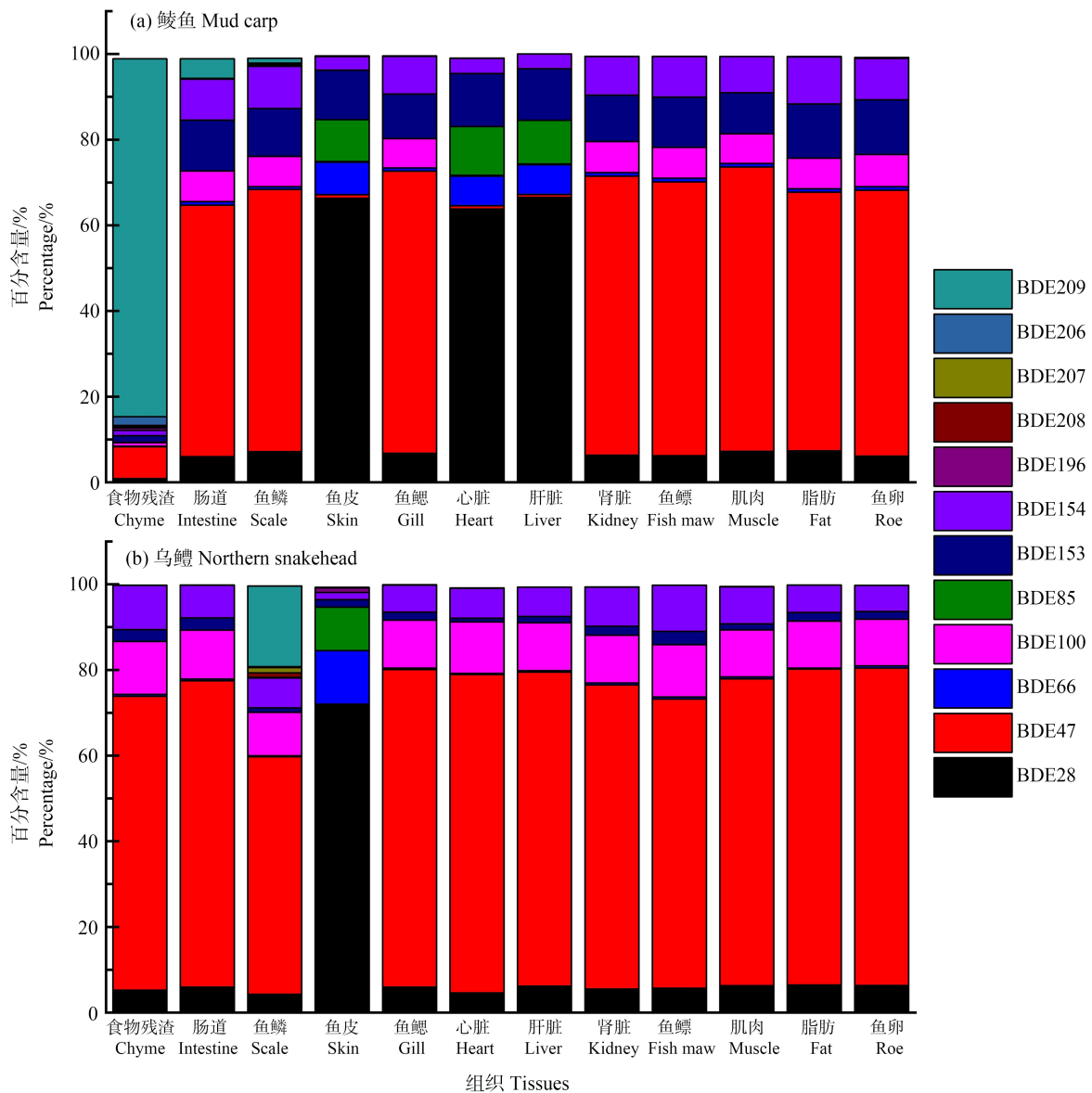


图3 鲮鱼(a)和乌鳢(b)不同样品中PBDEs组成

Fig. 3 Concentration ratios of PBDEs in different tissues of mud carp (a) and northern snakehead (b)

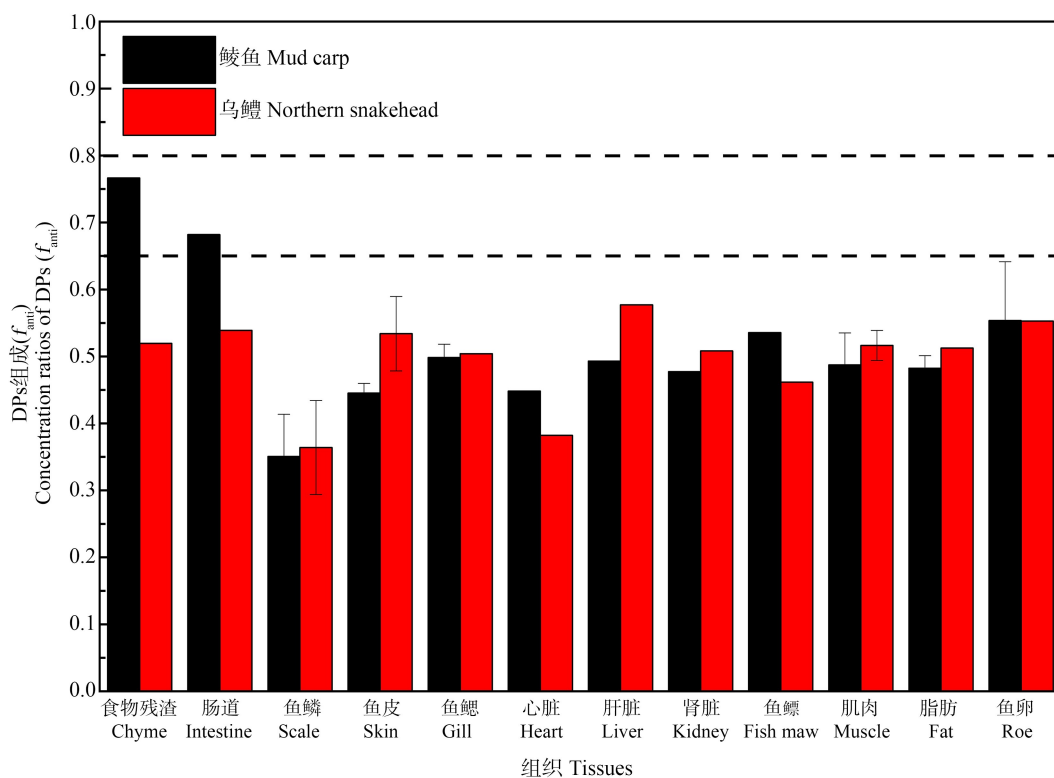


图 4 鲢鱼和乌鳢样品中 DPs 组成 (f_{anti})

注: 虚线区域代表工业品报道的 f_{anti} 值(0.65 ~ 0.80)。

Fig. 4 Concentration ratios of DPs (f_{anti}) in mud carp and northern snakehead

Note: Dash line means f_{anti} (0.65 ~ 0.80) of commercial product.

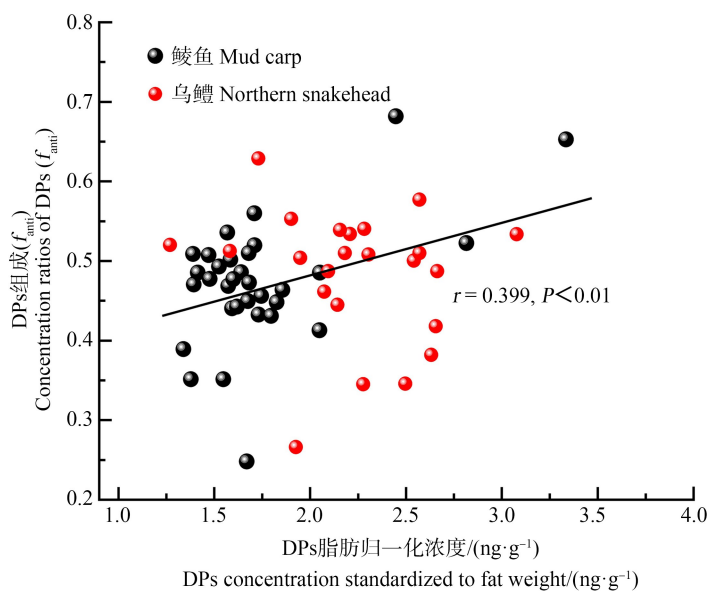


图 5 得克隆组成 (f_{anti}) 与得克隆脂肪归一化浓度的相关关系

Fig. 5 Relationship between f_{anti} and DPs concentration standardized to fat weight in mud carp and northern snakehead

通讯作者简介: 曾艳红(1985—), 女, 博士, 副研究员, 主要研究方向为环境中有机污染物的生物富集及其环境转化。

参考文献 (References):

[1] Abbasi G, Li L, Breivik K. Global historical stocks and e-

- missions of PBDEs [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(11): 6330-6340
- [2] Ghelli E, Cariou R, Dervilly G, et al. Dechlorane plus and related compounds in food: A review [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(2): 690
- [3] Ali N, Shahzad K, Rashid M I, et al. Currently used organophosphate and brominated flame retardants in the environment of China and other developing countries (2000-2016) [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(23): 18721-18741
- [4] Blanke C M, Chikaraishi Y, Takizawa Y, et al. Comparing compound-specific and bulk stable nitrogen isotope trophic discrimination factors across multiple freshwater fish species and diets [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2017, 74(8): 1291-1297
- [5] Jahnke J C, Hornbuckle K C. PCB emissions from paint colorants [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(9): 5187-5194
- [6] Sverko E, Tomy G T, Reiner E J, et al. Dechlorane plus and related compounds in the environment: A review [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45 (12): 5088-5098
- [7] 郑晓波, 罗孝俊, 麦碧娴. 持久性卤代有机污染物(PHCs)在食物网中的生物放大研究进展[J]. *矿物岩石地球化学通报*, 2020, 39(1): 30-43, 4
Zheng X B, Luo X J, Mai B X. Research progress on biomagnification of persistent halogenated compounds (PHCs) in food webs [J]. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 2020, 39(1): 30-43, 4 (in Chinese)
- [8] Zafar M I, Kali S, Ali M, et al. Dechlorane plus as an emerging environmental pollutant in Asia: A review [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2020, 27(34): 42369-42389
- [9] Nomiyama K, Takaguchi K, Mizukawa H, et al. Species- and tissue-specific profiles of polybrominated diphenyl ethers and their hydroxylated and methoxylated derivatives in cats and dogs [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(10): 5811-5819
- [10] Nichols J W, McKim J M, Lien G J, et al. A physiologically based toxicokinetic model for dermal absorption of organic chemicals by fish [J]. *Fundamental and Applied Toxicology*, 1996, 31(2): 229-242
- [11] 林峥, 麦碧娴, 张干, 等. 沉积物中多环芳烃和有机氯农药定量分析的质量保证和质量控制[J]. *环境化学*, 1999, 18(2): 115-121
Lin Z, Mai B X, Zhang G, et al. Quality assurance/quality control in quantitative analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons & organochlorine pesticides in sediments [J]. *Environmental Chemistry*, 1999, 18(2): 115-121 (in Chinese)
- [12] 中华人民共和国国家卫生健康委员会疾病预防控制局. 中国居民营养与慢性病状况报告[M]. 北京: 人民卫生出版社, 2016: 141
- [13] 唐斌, 罗孝俊, 曾艳红, 等. 电子垃圾拆解区污染池塘中鱼类多氯联苯及其代谢产物的组织分配及暴露风险[J]. *环境科学*, 2014, 35(12): 4655-4662
Tang B, Luo X J, Zeng Y H, et al. Polychlorinated biphenyls and their methylsulfonyl metabolites in fish from an electronic waste recycling site in South China: Tissue distribution and human dietary exposure [J]. *Environmental Science*, 2014, 35(12): 4655-4662 (in Chinese)
- [14] Ashizuka Y, Nakagawa R, Hori T, et al. Determination of brominated flame retardants and brominated dioxins in fish collected from three regions of Japan [J]. *Molecular Nutrition & Food Research*, 2008, 52(2): 273-283
- [15] Peshdary V, Calzadilla G, Landry A, et al. Dechlorane plus increases adipogenesis in 3T3-L1 and human primary preadipocytes independent of peroxisome proliferator-activated receptor γ transcriptional activity [J]. *International Journal of Obesity*, 2019, 43(3): 545-555
- [16] Hsu Y C, Arcega R, Gou Y Y, et al. Levels of non-PBDE halogenated fire retardants and brominated dioxins and their toxicological effects in indoor environments: A review [J]. *Aerosol and Air Quality Research*, 2018, 18(8): 2047-2063
- [17] Zhang Y, Luo X J, Wu J P, et al. Contaminant pattern and bioaccumulation of legacy and emerging organohalogen pollutants in the aquatic biota from an e-waste recycling region in South China [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010, 29(4): 852-859
- [18] Munschy C, Bely N, Héas-Moisan K, et al. Tissue-specific distribution and maternal transfer of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and their metabolites in adult common sole (*Solea solea* L.) over an entire reproduction cycle [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 145: 457-465
- [19] Guo Y, Meng X Z, Tang H L, et al. Tissue distribution of organochlorine pesticides in fish collected from the Pearl River Delta, China: Implications for fishery input source and bioaccumulation [J]. *Environmental Pollution*, 2008, 155(1): 150-156
- [20] Huang C C, Zeng Y H, Luo X J, et al. *In situ* microbial degradation of PBDEs in sediments from an e-waste site

- as revealed by positive matrix factorization and compound-specific stable carbon isotope analysis [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(4): 1928-1936
- [21] Wu J P, Feng W L, Tao L, et al. Halogenated flame retardants in wild, prey-sized mud carp from an e-waste recycling site in South China, 2006-2016: Residue dynamics and ecological risk assessment [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 291: 118270
- [22] 张利飞, 黄业茹, 董亮. 多溴联苯醚在中国的污染现状研究进展[J]. *环境化学*, 2010, 29(5): 787-795
Zhang L F, Huang Y R, Dong L. Pollution of polybrominated diphenyl ethers in China [J]. *Environmental Chemistry*, 2010, 29(5): 787-795 (in Chinese)
- [23] Wu J P, She Y Z, Zhang Y, et al. Sex-dependent accumulation and maternal transfer of dechlorane plus flame retardant in fish from an electronic waste recycling site in South China [J]. *Environmental Pollution*, 2013, 177: 150-155
- [24] 刘红英, 罗孝俊. 生物对得克隆物种特异性立体异构体选择性富集及其潜在机理[J]. *生态毒理学报*, 2022, 17(1): 47-59
Liu H Y, Luo X J. Species-specific stereo-selective enrichment of DP in organisms and their possible mechanisms [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2022, 17(1): 47-59 (in Chinese) ◆