环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第45卷 第1期
2024年1月15日

目 次

太湖水体和沉积物中有机磷酸酯的时空分布和风险评估

张成诺[1], 钟琴[2], 栾博文[1], 周涛[2], 顾帆[2], 李祎飞[1*], 邹华[1]

(1. 江南大学环境与土木工程学院, 无锡 214122; 2. 东珠生态环保股份有限公司, 无锡 214101)

摘要: 为探究有机磷酸酯(OPEs)在太湖水环境中的时空分布特征和生态风险水平,利用固相萃取和超高效液相色谱-串联质谱方法测定太湖水体和沉积物中的单体和低聚OPEs,其中单体OPEs包括烷基OPEs、氯代烷基OPEs和芳香基OPEs. 结果发现,OPEs在太湖水体和沉积物的空间分布差异不显著;水体和沉积物赋存的OPEs皆有明显的季节差异性,夏季OPEs的赋存含量平均值(水体中为752.7 $ng\cdot L^{-1}$,沉积物中为124.0 $ng\cdot g^{-1}$)显著高于冬季(水体中为498.5 $ng\cdot L^{-1}$,沉积物中为54.5 $ng\cdot g^{-1}$),其中单体OPEs的季节差异性尤为明显;不同类型OPEs在水体和沉积物中的赋存浓度排序均为:氯代烷基OPEs > 烷基OPEs > 芳香基OPEs≈低聚OPEs;OPEs在水体和沉积物间的伪分配系数(K_d)在夏季(0.05 ~ 4.17 $L\cdot g^{-1}$)高于冬季(0.02 ~ 3.47 $L\cdot g^{-1}$),且与其辛醇水分配系数显著正相关. 基于OPEs在太湖水体中的中位浓度,采用风险商值(RQ)法评估太湖水环境OPEs的生态风险,发现水体中的OPEs整体上呈现中等生态风险(RQ在冬、夏两季分别约为0.34和0.35);冬夏两季不同类型OPEs的生态风险排序与OPEs的赋存浓度相对应;单体OPEs在夏季的生态风险高于冬季;虽然评估结果表明低聚OPEs的生态风险较低,并且低于单体OPEs,但目前有关低聚OPEs的毒理研究还鲜见报道,亟需开展深入研究以提供数据支持.

关键词: 有机磷酸酯(OPEs); 太湖; 地表水; 沉积物; 生态风险

中图分类号: X524 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2024)01-0140-11 **DOI:** 10.13227/j.hjkx.202302202

Spatiotemporal Occurrence of Organophosphate Esters in the Surface Water and Sediment of Taihu Lake and Relevant Risk Assessment

ZHANG Cheng-nuo[1], ZHONG Qin[2], LUAN Bo-wen[1], ZHOU Tao[2], GU Fan[2], LI Yi-fei[1*], ZOU Hua[1]

(1. School of Environmental and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 2. Dongzhu Ecological Environment Protection Co., Ltd., Wuxi 214101, China)

Abstract: Aiming to explore the spatiotemporal occurrence of organophosphate esters (OPEs) in the aquatic environment of Taihu Lake and to assess the relevant ecological risk, monomeric and oligomeric OPEs in the surface water and sediment of Taihu Lake were determined using solid phase extraction and ultra-high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. The target monomeric OPEs included chlorinated OPEs, alkyl OPEs, and aryl OPEs. There was no significant difference in the spatial distribution of OPEs in water and sediment between the pollutant-impacted and less-impacted zones. The average concentrations of OPEs in summer and winter were, respectively, 752.7 and 498.5 $ng\cdot L^{-1}$ in water and 124.0 and 54.5 $ng\cdot g^{-1}$ in sediment, indicating an obvious seasonal difference, especially for the monomeric OPEs. The OPEs levels in both the water and sediment were ranked in the order of chlorinated OPEs > alkyl OPEs > aryl OPEs≈oligomeric OPEs. The pseudo-partitioning coefficients (K_d) of OPEs between the sediment and surface water of Taihu Lake were much higher in summer (0.05-4.17 $L\cdot g^{-1}$) compared to those in winter (0.02-3.47 $L\cdot g^{-1}$) and were significantly positively correlated with the lg K_{ow} values of OPEs. Based on the median concentrations of OPEs in the water of Taihu Lake, the ecological risk of OPEs was assessed by risk quotient (RQ) values, which indicated a medium risk at an RQ level of 0.34 during winter and 0.35 during summer. The assessment results showed that the risk ranking of OPEs was consistent with that of their concentrations, and the monomeric OPEs posed a higher ecological risk in summer compared to that in winter. Although the ecological risk of oligomeric OPEs in this study was not serious and was lower than that of monomeric OPEs, it is an urgent requirement to conduct ecotoxicology studies on oligomeric OPEs in the future since available data is highly limited at present.

Key words: organophosphate esters (OPEs); Taihu Lake; surface water; sediment; ecological risk

有机磷系阻燃剂(organophosphate flame retardants, OPFRs)作为溴代阻燃剂的替代品,在全球的需求增长迅速,近些年已跻身于第一大类阻燃剂行列[1,2]. 中国是OPFRs生产大国,拥有201家生产厂,约占全球55%的份额[3]. 广泛应用的OPFRs主要为有机磷酸酯(organophosphate esters, OPEs),OPEs按取代基的不同可划分为烷基OPEs、氯代烷基OPEs和芳香基OPEs. 该阻燃剂通过物理混合而非化学结合的方式添加到电子设备、纺织品、塑料、新能源汽车、电缆和家具等产品中[4],因而容易经挥发和磨损释放到环境中[2]. 截至目前,OPEs在大气、室内、地表水、污水、土壤等环境中皆有检出[5~9]. 然而,有关OPEs在环境中赋存特征的研究仍然存在很大空白. 例如:大多数研究仅关注单体OPEs而忽略了新兴低聚OPEs在环境中的赋存状况[10];不同季节条件下环境中OPEs的赋存差异还鲜有报道. 鉴于OPEs的潜在危害,如引发斑马鱼甲状腺功能障碍[11]、抑制鲢鱼生长发育[12]、影响孩童骨骼健康[13]、

收稿日期: 2023-02-24; **修订日期:** 2023-03-23
基金项目: 国家自然科学基金项目(42107418)
作者简介: 张成诺(1998~),女,硕士研究生,主要研究方向为水环境污染与修复,E-mail: zcn9809@163.com
* 通信作者,E-mail: liyifei@jiangnan.edu.cn

增强直肠癌细胞活性[14]等，非常有必要针对OPEs的环境赋存特征开展更广泛、更深入的研究，进而为OPEs生态环境风险的评估以及相关治理技术的探索提供支持.

地表水环境与人类息息相关，具有生物多样性保护、饮用水供给、农业灌溉、水产养殖和休闲娱乐等重要功能[15,16]. 近几年，OPEs在地表水环境中的赋存情况日益引起关注. 曹渺等[17]、李栋等[18]和Lv等[19]分别对黄河、长江和鄱阳湖中赋存的单体OPEs开展了相关研究，发现氯代OPEs在水体中的浓度显著高于其他OPEs，并且此类OPEs的潜在风险高. 除单体OPEs外，地表水环境中的低聚OPEs也不容忽视，黄河[20]、长江[21]和莱州湾[21]等地皆检出低聚OPEs，并且有研究发现太湖沉积物中双酚A-双(二苯基磷酸酯)(BDP)的浓度与单体OPEs的浓度相当[10]. 在地表水环境的水体和沉积物中，Zhao等[10]和Liu等[22]的研究发现OPEs的赋存状况存在明显差异，这一现象一方面可能归因于水体是污染物的载体而沉积物是污染物的“汇”和“源”，另一方面可能与OPEs的物化特性(如lg K_{ow}值)有关[23]. 此外，有学者针对不同季节下OPEs的赋存情况，以黄河[20]和长江[24]为模型开展了研究，发现OPEs的赋存有显著性季节差异. 因而，针对典型地表水环境，同时调研水体和沉积物中单体和低聚OPEs的赋存特征，并分析季节的影响有重要意义.

太湖是中国第三大淡水湖泊，是重要的饮用水水源地和水产养殖基地[25]，毗邻苏州、无锡和湖州等经济发达地区，是中国污染较为严重的大型湖泊之一[26,27]. 本研究选择太湖作为地表水环境模型，分析了12种单体OPEs和3种低聚OPEs在冬夏两季太湖水体和沉积物中的污染水平和分布特征，并采用风险商值法评估了不同类型OPEs在冬夏两季间的风险差异. 本研究既可以补充不同季节太湖水环境中OPEs赋存差异的研究空白，也可以为太湖流域的OPEs防控和环境管理提供依据，还可以为地表水环境中OPEs风险评估模型的建立提供数据支持.

1　材料与方法

1.1　标样与试剂

15种目标OPEs的标准品(纯度 >99%)购自德国Dr. Ehremstorfer公司和加拿大Toronto Research Chemicals公司，其名称及理化性质如表1所示. 实验分析所用的乙腈(色谱级)、二氯甲烷(色谱级)和甲醇(色谱级)购自国药集团化学试剂公司(北京).

表1　15种目标OPEs的名称及理化性质

Table 1　Names and physicochemical properties of the 15 target OPEs

分类	名称	缩写	CAS号	分子式	相对分子质量	lg K_{ow}	25℃时溶解度 / mg·L^{-1}
烷基OPEs	磷酸三丁酯	TBP	126-73-8	$C_{12}H_{27}O_4P$	266.3	4	2.8×10^{2}
	磷酸三乙酯	TEP	78-40-0	$C_6H_{15}O_4P$	182.1	0.8	4.9×10^{5}
	磷酸三丙酯	TPrP	513-08-6	$C_9H_{21}O_4P$	224.1	2.3	4.0×10^{5}
	磷酸三(丁氧基乙基)酯	TBEP	78-51-3	$C_{18}H_{39}O_7P$	398.5	3.8	1.1×10^{3}
	磷酸三辛酯	TEHP	78-42-2	$C_{24}H_{51}O_4P$	434.6	4.2	2.0×10^{-6}
氯代烷基OPEs	磷酸三(2-氯乙基)酯	TCEP	115-96-8	$C_6H_{12}C_{13}O_4P$	285.5	1.8	7.8×10^{4}
	三-(2-氯异丙基)磷酸酯	TCPP	13674-84-5	$C_9H_{18}C_{13}O_4P$	327.6	2.6	1.6×10^{3}
	磷酸三(1,3-二氯异丙基)酯	TDCP	13674-87-8	$C_9H_{15}C_{16}O_4P$	430.9	3.7	7.0
芳香基OPEs	磷酸三甲苯酯	TCrP	1330-78-5	$C_{21}H_{21}O_4$	368.4	6.3	0.1
	磷酸三间甲苯酯	TMPP	563-04-2	$C_{21}H_{21}O_4P$	368.4	5.4	8.1×10^{-7}
	磷酸三苯酯	TPhP	115-86-6	$(C_6H_5)_3PO_4$	326.3	4.6	1.9
	2-乙基己基二苯基磷酸酯	EHDPP	1241-94-7	$C_{20}H_{27}O_4P$	362.4	5.7	1.9
低聚OPEs	双酚 A-双(二苯基磷酸酯)	BDP	5945-33-5	$C_{39}H_{34}O_8P_2$	692.6	8.2	1.9×10^{-1}
	间苯二酚四苯基二磷酸酯	RDP	57583-54-7	$C_{30}H_{24}O_8P_2$	574.5	6.4	7.4×10^{-2}
	2,2-双氯甲基-三亚甲基-双[双(2-氯乙基)磷酸酯]	V6	38051-10-4	$C_{13}H_{24}C_{16}O_8P_2$	583.0	1.9	58.0

1.2　研究区域和样品采集

太湖坐落在经济发达、人口密集的中国长三角地区，其水域面积为2 338 km^2，水深为1.9 m[28]. 太湖具有明显的进水和出水区域，其北部及西北部为主要的进水区，出水主要通过东南部的太浦河流出[29,30]. 太湖周边的常住人口及企业在北部及西北部尤为密集，因而有更多的污染物从这些区域入湖[31~33]. 基于太湖进出水方向及污染物入湖特点，本研究将太湖划分为污染物高影响区和低影响区，采样点分布如图1所示.

样品采集工作于2022年1月(冬季)和8月(夏季)开展，采样点共计17个，依次用L1 ~ L17表示，具体位置如图1和表2所示. 在每个采样点，表层水样使用不锈钢采水器采集约1 200 mL(水面下0 ~ 0.5

m),避光保存于棕色玻璃瓶中;表层沉积物样品使用不锈钢抓泥器采集约500 g(深度0 ~ 10 cm),放入装有铝箔的塑封袋内. 水样和沉积物样品皆冷藏运回实验室,水样在24 h内完成预处理,沉积物样品放入−80℃冰箱内以备冷冻干燥.

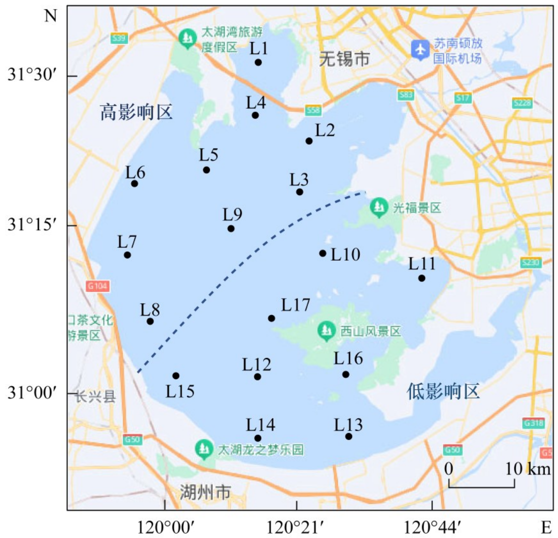

图1 太湖采样点示意

Fig. 1 Sampling locations in Taihu Lake

表2 太湖采样点的地理坐标信息

Table 2 Geographic coordinates of sampling locations in Taihu Lake

采样点	经度(E)/(°)	纬度(N)/(°)
L1	120.172 767	31.468 611
L2	120.246 161	31.378 889
L3	120.229 464	31.310 278
L4	120.162 222	31.396 619
L5	120.096 944	31.333 333
L6	119.963 889	31.311 111
L7	119.958 363	31.216 667
L8	119.984 127	31.139 818
L9	120.103 333	31.225 833
L10	120.269 722	31.232 778
L11	120.439 255	31.189 404
L12	120.150 575	31.062 778
L13	120.299 982	30.977 494
L14	120.134 667	30.993 056
L15	120.028 696	31.060 364
L16	120.311 624	31.053 876
L17	120.189 722	31.134 722

1.3 样品预处理

水样先后用1.2 μm和0.7 μm的玻璃纤维滤膜(直径47 mm,Whatman,英国)过滤,过滤后的水样量取1 L,用盐酸调pH为3. 然后,采用固相萃取法对水样进行净化和浓缩,所用的固相萃取小柱为ENVI-18(6 mL,500 mg,Supelclean,美国),固相萃取步骤如下:用15 mL二氯甲烷、15 mL乙腈和15 mL超纯水(pH = 3)对小柱进行活化;以每秒1 ~ 2滴的流速上样;上样完毕后用10 mL含10%甲醇的超纯水淋洗;淋洗完成后负压抽干30 min;干燥结束后,使用12 mL的二氯甲烷和乙腈混合溶剂(体积比为1:3)进行洗脱;收集洗脱液氮吹至干,最后用乙腈定容至500 μL.

沉积物样品经冷冻干燥后,研磨并过100目筛,取1 g样品置于30 mL玻璃离心管内,采用超声离心法提取样品中的目标OPEs,具体步骤如下:在样品中加入10 mL乙腈,涡旋振荡1 min,超声30 min,离心20 min(3 000 $r\cdot min^{-1}$),上述步骤重复3次,合并上清液至棕色玻璃瓶内,加入超纯水(pH = 3)定容至500 mL. 然后,参考水样固相萃取的步骤对定容后的样品进行固相萃取,氮吹至干后用乙腈定容1 mL.

1.4 目标OPEs分析

目标OPEs分析所用的仪器为超高效液相色谱-三重四级杆串联质谱仪(UPLC-MS/MS,Waters ACQUITY UPLC Xevo TQ,美国),配置的色谱柱型号为Waters ACQUITY BEH C18(2.1 mm×100 mm,1.7 μm). 色谱分离的柱温为40℃,进样量为5 μL,以5 $mmol\cdot L^{-1}$乙酸铵为流动相A,以乙腈为流动相B,流动相流速为0.4 $mL\cdot min^{-1}$,相关的梯度洗脱程序如下:0 ~ 0.25 min,10% B;0.25 ~ 3 min,10% ~ 90% B;3 ~ 4 min,90% B;4 ~ 4.01 min,90% ~ 10% B;4.01 ~ 5 min,10% B. 质谱分析的条件为:离子源温度150℃,脱溶剂温度500℃,锥孔反吹气流量50 $L\cdot h^{-1}$. 脱溶剂气流量900 $L\cdot h^{-1}$,碰撞气流量0.15 $mL\cdot min^{-1}$. 所有目标OPEs在电喷雾正离子模式下分析,相关的离子对、驻留时间和碰撞能信息如表3所示.

表3 目标OPEs的质谱信息

Table 3 Mass spectrometry conditions for the target OPEs

化合物名称	母离子(m/z)	子离子[1)] (m/z)	驻留时间 /min	碰撞能 /eV
TEP	182.9	98.79	0.027	18
TPrP	225.28	98.85	0.022	16
TBP	267.32	98.84	0.22	18
TCEP	285.18	98.90	0.027	24
TCPP	329.00	99.00	0.022	30
TPhP	327.29	215.05	0.022	28
EHDPP	362.90	250.86	0.058	20
TMPP	368.90	164.96	0.029	48
TCrP	368.97	164.99	0.029	50
TBEP	399.40	299.33	0.029	12
TDCP	430.83	98.82	0.022	24
TEHP	435.17	98.78	0.022	14
RDP	574.84	151.74	0.029	66
V6	582.65	360.77	0.022	20
BDP	693.40	367.19	0.078	34

1)子离子为定量子离子

1.5 质量控制与保障(QA/QC)

OPEs的定量分析方法为外标法，为有效实现质量控制与保障，采用自来水和空白沉积物样品制备目标OPEs的标准溶液以避免基质效应．具体方法为：首先按照样品的预处理方法(1.3节)对自来水和空白沉积物进行预处理，然后在氮吹至干复溶后的乙腈溶液中加入15种目标OPEs的标准品，配制浓度为1、5、10、50、100和200 μg·L^{-1}的标准溶液．空白样品中皆未检出OPEs，15种OPEs的标准曲线线性相关系数R^2均大于0.99．水样OPEs检出限(LOD，S/N = 3)为0.01 ~ 0.34 ng·L^{-1}，方法定量限(LOQ，S/N = 10)为0.03 ~ 1.14 ng·L^{-1}；沉积物OPEs检出限(LOD，S/N = 3)为0.09 ~ 0.25 ng·g^{-1}，方法定量限(LOQ，S/N = 10)为0.12 ~ 0.68 ng·g^{-1}．在每批样品分析时，同时检测一个加标样品(质量控制样品)，用于分析回收率，以保障检测质量．水样的加标回收率为64.8% ~ 100.3%，沉积物的加标回收率为61.0% ~ 99.7%．实验过程用到的所有玻璃容器均经过自来水和超纯水清洗3遍，最后超声烘干以避免环境污染．

1.6 生态风险评估

采用风险商值(risk quotient，RQ)法对太湖水体中OPEs的风险进行评估，计算公式如下所示[21,24]：

$$RQ_{MEC/PNEC} = \sum_{i=1}^{n} \frac{MEC_i}{\min(EC50_{i,\,algae}, EC50_{i,\,crustacean}, EC50_{i,\,fish})} \times AF$$

式中，MEC表示太湖水体中目标OPEs的实际浓度(μg·L^{-1})；PNEC为预测无效应浓度(μg·L^{-1})，通过查找最为敏感的水生生物的半数致死浓度，再按照计算公式得到；MEC_i表示检测的n类混合物中的第i个组分的实际最大环境浓度；$EC50_i$是指n类混合物中第i个组分的半致死浓度(包括藻类、甲壳类、鱼类的半致死浓度)；$RQ_{MEC/PNEC}$表示基于MEC/PNEC总和的风险商；AF为评价因子，采用欧盟水框架指令的推荐值10 ~ 1 000．当RQ < 0.1时，生态风险低；当0.1 ≤ RQ < 1.0时，生态风险中等；当RQ ≥ 1.0时，生态风险高．

1.7 数据处理

采用Origin 2021和Excel 2020软件处理数据并作图，采用IBM SPSS Statistics 25分析不同类型OPEs的季节差异性以及高、低影响区间的差异性(独立样本T检验)．

2 结果与讨论

2.1 太湖水体中OPEs的时空分布特征

在冬夏两季，太湖水体中OPEs在各采样点的浓度分布如图2所示．由图2可知，15种目标OPEs除RDP在部分采样点检出外(冬季检出率为35.3%，夏季检出率为41.2%)，其余OPEs在冬夏两季的检出率均为100%．与2014年[10]和2019年[25]太湖水体中OPEs的检出率相比，本研究发现有6种OPEs(TBEP、TEHP、EHDPP、TMPP、BDP和RDP)的检出率有较明显增加，预示着太湖周边OPEs的使用及排放正在逐年增多．

从空间分布来看，在高影响区，$\rho\left(\sum_{15}\text{OPEs}\right)$范围为390.5 ~ 624.4 ng·L^{-1}(冬)和662.81 ~ 1 002.20 ng·L^{-1}(夏)；在低影响区，$\rho\left(\sum_{15}\text{OPEs}\right)$范围为388.10 ~ 679.18 ng·L^{-1}(冬)和315.79 ~ 1 161.39 ng·L^{-1}(夏)．通过独立样本T检验分析发现，在冬夏两季，$\sum_{15}$OPEs在两个区域之间皆没有显著性差异(P > 0.05)．张文萍等[25]研究发现，太湖西北部OPEs的浓度水平较高，但从整个太湖来看OPEs在水体中的浓度无明显差异，与本研究的发现基本一致．庄园[34]的研究表明，太湖水体中的OPEs同样在西北部污染较为严重，并将太湖水体中OPEs的来源归因于入湖河流的携带．

基于太湖水体中OPEs空间分布差异性小的特点，本研究从整个太湖的角度分析了不同类型OPEs在冬夏两季的赋存浓度(图3)．在冬季，太湖水体中氯代烷基OPEs的浓度最高，尤其是TCEP(99.71 ~ 181.00 ng·L^{-1})和TCPP(161.42 ~ 231.02 ng·L^{-1})；烷基OPEs中的TBP和TEP的浓度也较高，其浓度范围分别为28.85 ~ 124.29 ng·L^{-1}和5.49 ~ 138.95 ng·L^{-1}；芳香基OPEs和低聚OPEs的浓度相对较低，最高浓度皆低于50 ng·L^{-1}，其中浓度较高的芳香基OPEs有EHDPP(0.70 ~ 33.40 ng·L^{-1})和TPhP(1.76 ~ 24.05 ng·L^{-1})，浓度较高的低聚OPEs为BDP(0.30 ~ 19.44 ng·L^{-1})．在夏季，不同类型OPEs的浓度排序和冬季基本一致：氯代烷基OPEs > 烷基OPEs > 芳香基OPEs≈低聚OPEs．但是，值得注意的是夏季$\sum_{15}$OPEs的浓度明显高于冬季，其中单体OPEs中除了芳香基OPEs之外，其余单体OPEs(氯代烷基OPEs和烷基OPEs)的浓度在夏季显著高于冬季，另外，虽然低聚OPEs的浓度在两个季节之间不存在显著差异，但在夏季的浓度更高(表4)．夏季浓度较高的OPEs包括TCEP(66.33 ~ 436.00 ng·L^{-1})、TCPP(102.98 ~ 496.75 ng·L^{-1})、TBP(84.13 ~ 207.71 ng·L^{-1})、TEP(31.45 ~ 229.25 ng·L^{-1})、和BDP(0.60 ~ 21.92 ng·L^{-1})．

张文萍等[25]调研了太湖流域中13种单体OPEs，

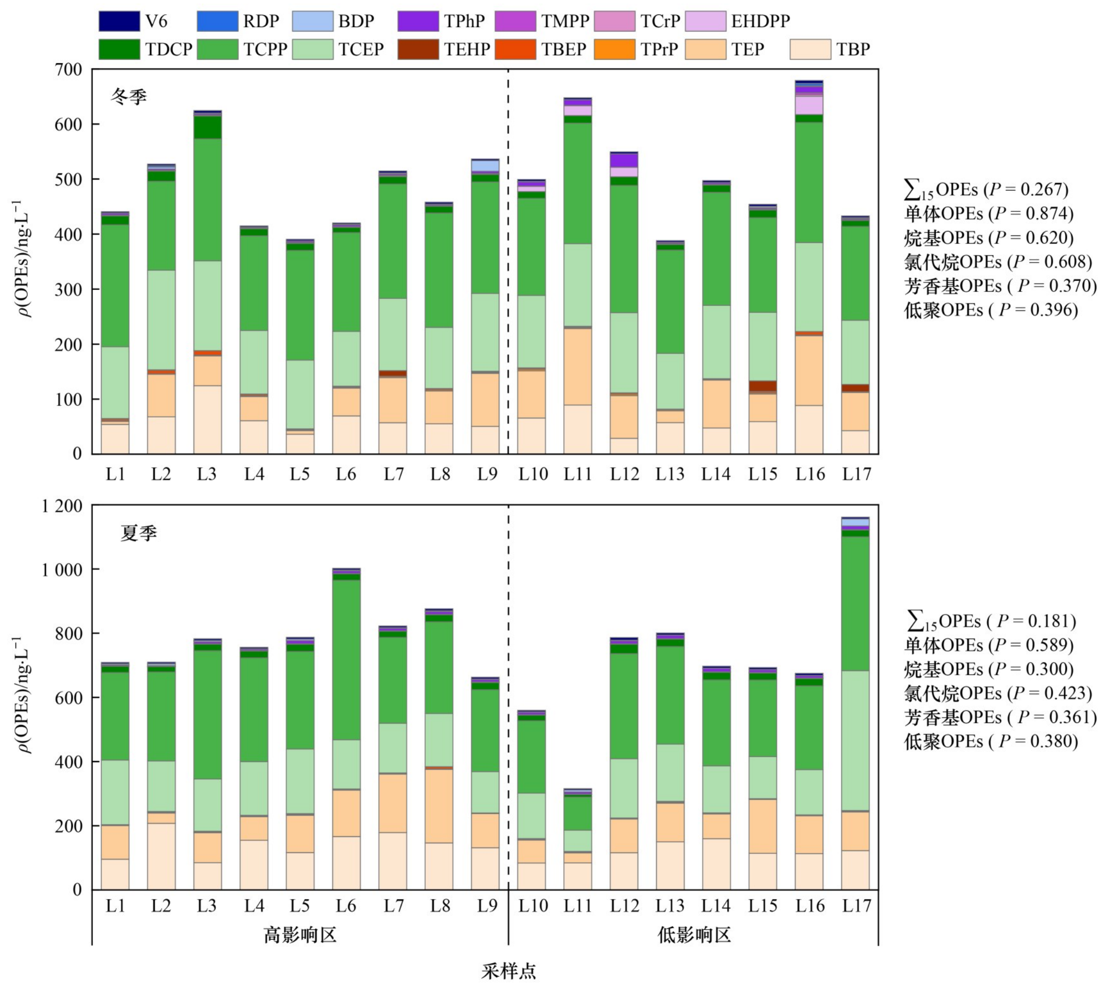

图 2 太湖水体冬季和夏季各采样点 OPEs 的浓度

Fig. 2 Concentrations of OPEs in the water of Taihu Lake at each sampling location in winter and summer

研究结果发现氯代烷基 OPEs 的含量最高，与本研究的发现一致．曹渺等[17]针对黄河流域 14 种单体 OPEs 开展研究，其中赋存浓度最高的也为氯代烷基 OPEs．在中国胶州湾[7]和日本东京湾[35]同样发现氯代烷基 OPEs 的浓度最高．上述现象表明，氯代烷基 OPEs 可能是目前地表水体中占比最大的 OPEs，这可能与氯代烷基的产量大和应用广泛相关，加之氯代烷基在环境中的半衰期较长(8.6 ~ 21.3 d)，且不易被降解[36]，从而导致了氯代烷基 OPEs 在水体中的高赋存现象．OPEs 在夏季太湖水体中的浓度显著高于冬季，这一现象在李栋等[18]和 Shi 等[37]的研究中也有类似发现，该现象可能与气候条件有密切关系．有学者发现强光照和高温更易使 OPEs 扩散至大气中，进而在降雨和大气沉降的作用下汇集至河流湖泊中[38]．太湖处于亚热带地区，夏季光照强度大、温度高，OPEs 较容易从环境中被释放至大气和灰尘中，加之夏季雨量充沛，OPEs 易通过降雨作用及地表径流(或入湖河流)进入湖泊中富集，因此可能导致了夏季太湖水体中 OPEs 的高赋存．

表 4 太湖水体冬夏两季不同类型 OPEs 的显著性差异分析[1)]

Table 4 Significant difference analysis for the concentrations of OPE in the water of Taihu Lake between the winter and summer

类型	冬季浓度平均值/ng·L⁻¹	夏季浓度平均值/ng·L⁻¹	P 值
$\sum_{15}$OPEs	498.54	752.74	0.000
单体 OPEs	492.61	743.51	0.000
烷基 OPEs	135.86	246.54	0.000
氯代烷基 OPEs	345.49	488.06	0.001
芳香基 OPEs	11.27	8.91	0.525
低聚 OPEs	5.93	9.23	0.570

1) P 值 < 0.05 表示存在显著性差异

2.2 太湖沉积物中 OPEs 时空分布特征

不同季节太湖沉积物中 OPEs 在各采样点的含量分布如图 4 所示．冬季除 V6 未检出外，其余 14 种 OPEs 均有检出，其中 TPrP、TEHP 和 RDP 的检出率低于 100%，分别为 17.7%、76.5% 和 52.9%，其余 11 种 OPEs 的检出率皆为 100%．夏季沉积物中 OPEs 均被检出，除了 TPrP、RDP 和 V6 之外(检出率分别为 23.5%、94.1% 和 5.9%)，其余 12 种 OPEs 的检出率皆为 100%．与文献报道数据相比较，沉积物中 OPEs

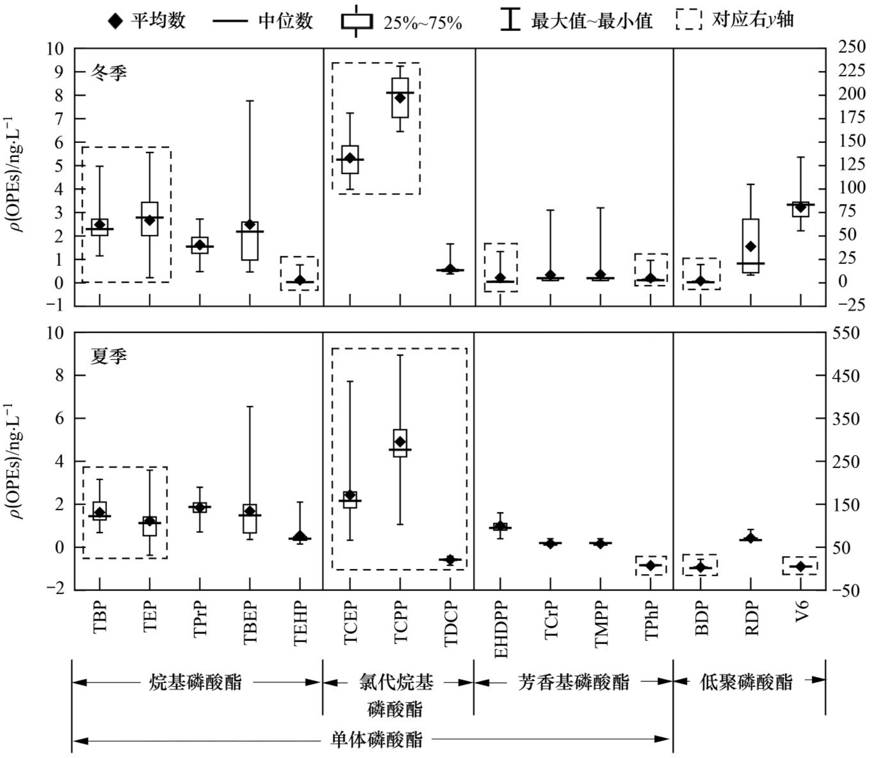

图 3　太湖水体中不同类型 OPEs 在冬季和夏季的赋存浓度

Fig. 3　Concentrations of OPEs in the water of Taihu Lake in winter and summer

的检出率较 2014 年[10]和 2019 年[39]均有提高 .

在空间分布上, $\omega\left(\sum_{15}\text{OPEs}\right)$在高影响区的范围(以 dry weight, dw 计)为 45.30 ~ 117.00 ng·g⁻¹(冬)和 69.70 ~ 227.40 ng·g⁻¹(夏), 在低影响区为 47.80 ~ 104.80 ng·g⁻¹(冬)和 80.50 ~ 176.40 ng·g⁻¹(夏). 对不同区域的 OPEs 进行显著性差异分析发现, 所有 OPEs 在区域间不存在明显差异($P > 0.05$), 并且不同类型 OPEs 在高、低影响区之间也没有差异性($P > 0.05$), 这与水体的规律基本一致 . 严小菊[40]和张文萍[41]的研究结果表明太湖沉积物中 OPEs 不存在显著区域分布特征, 与本研究的结果一致 .

太湖沉积物中 OPEs 的赋存规律与水体基本一致, 即: 氯代烷基 OPEs > 烷基 OPEs > 芳香基 OPEs≈低聚 OPEs, 具体情况如图 5 所示 . 在冬季, 氯代烷基 OPEs 中 TCEP 和 TCPP 含量较高, 范围分别为 5.10 ~ 46.40 ng·g⁻¹ 和 19.20 ~ 36.50 ng·g⁻¹; 烷基 OPEs 中 TBP 含量较高, 为 7.10 ~ 18.30 ng·g⁻¹; 芳香基 OPEs 和低聚 OPEs 虽然整体含量均较低, 但值得注意的是 ω(BDP)的最大值可达 50.10 ng·g⁻¹. 在夏季, 太湖沉积物中 $\sum_{15}$OPEs 含量显著高于冬季, 其中单体 OPEs 尤为明显 . 另外, 虽然低聚 OPEs 在沉积物中的含量不存在明显的季节差异($P = 0.074$)但其在夏季的含量更高(表 5). 夏季含量较高的 OPEs 包括 TBP(2.30 ~ 49.30 ng·g⁻¹)、TCEP(1.80 ~ 119.10 ng·g⁻¹)、TCPP(19.80 ~ 84.80 ng·g⁻¹)、TPhP(7.00 ~ 16.70 ng·g⁻¹)和 BDP(1.10 ~ 75.20 ng·g⁻¹). 地表水环境的沉积物和水体之间存在污染物的吸附和解吸过程[38], 有研究报道沉积物对污染物的吸附能力与水体的 pH 和水温呈正相关关系[42]. 本研究现场监测的水体 pH 在冬夏两季分别为 7.90 和 9.03, 水温在冬夏两季分别为 10.38℃和 30.64℃因此推测太湖沉积物中 OPEs 在夏季的高赋存可能与水体的 pH 以及水温有关 .

基于太湖沉积物中各 OPEs 的中位含量可知, TBP、TCPP 和 TCEP 是太湖沉积物赋存的主要 OPEs, 与长江[20]和胶州湾[7]沉积物中的主要 OPEs 一致 . TCEP 和 TCPP 是典型的两种氯代烷基 OPEs, 其产量大、应用广泛、半衰期长和不易降解, 因而较容易富集在地表水环境中[36]. TBP 作为一种添加型阻燃剂, 除常用于阻燃剂和增塑剂外, 同时还被用在润滑油和液压油中[43], 较容易通过挥发作用释放至环境中[44]. 此外, 虽然低聚 OPEs 中 BDP 的含量低于上述 3 种单体 OPEs, 但其在沉积物中的含量不容忽视(含量最大值可达 75.20 ng·g⁻¹), Zhao 等[10]也有类似的发现 . 鉴于 BDP 的高产量(全国 OPEs 产量第 4)[3]及其潜在代谢产物双酚 A[45]的风险, 该污染物同样需要引起高度重视 .

2.3　OPEs 在水体和沉积物中的分配

为了解 OPEs 在水体和沉积物中的分配情况, 本研究对冬夏两季 OPEs 的伪分配系数[pseudo -

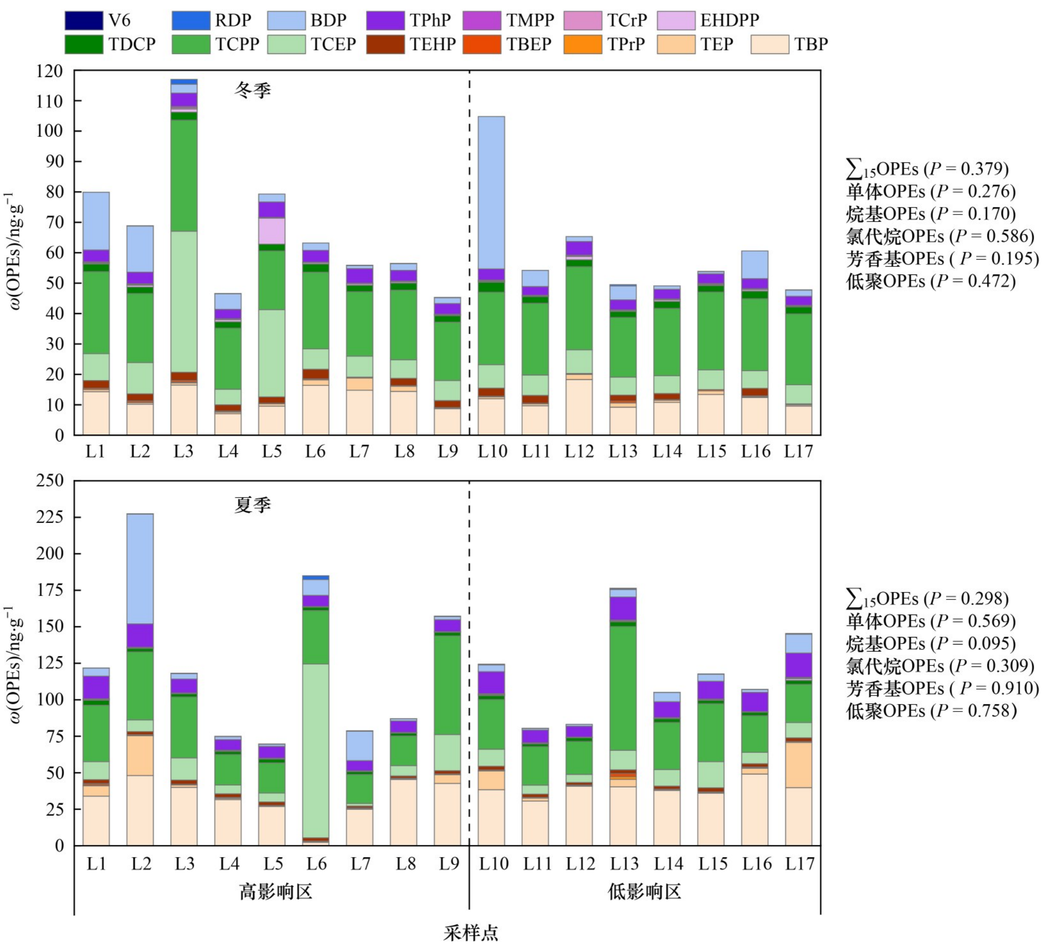

图 4 太湖沉积物冬季和夏季各采样点 OPEs 的含量

Fig. 4 Concentrations of OPEs in the sediment of Taihu Lake at each sampling location in winter and summer

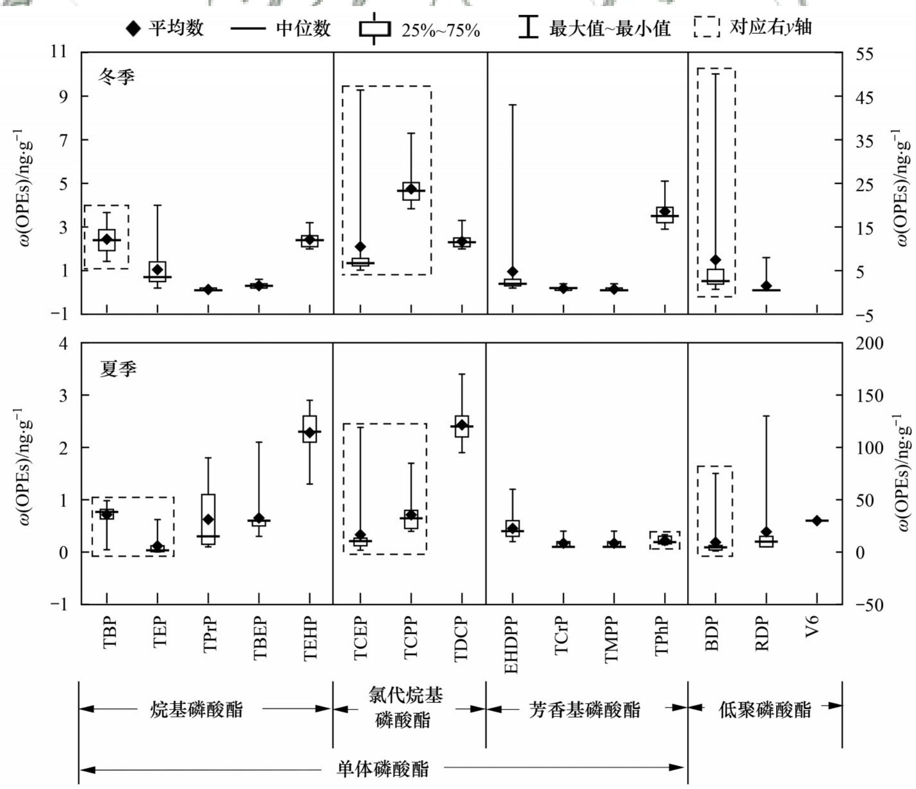

图 5 太湖沉积物中不同类型 OPEs 在冬季和夏季的赋存浓度

Fig. 5 Concentrations of OPEs in the sediment of Taihu Lake in winter and summer

表5　太湖沉积物冬夏两季不同类型OPEs的显著性差异分析 1)

Table 5　Significant difference analysis for the concentrations of OPE in the sediment of Taihu Lake between the winter and summer

类型	冬季含量平均值/ng·g⁻¹	夏季含量平均值/ng·g⁻¹	P值
$\sum_{15}$OPEs	54.53	124.01	0.000
单体OPEs	49.23	110.26	0.000
烷基OPEs	15.42	48.71	0.000
氯代烷基OPEs	29.86	46.50	0.000
芳香基OPEs	3.95	15.04	0.000
低聚OPEs	5.30	13.76	0.074

1)P值 < 0.05表示存在显著性差异

partitioning coefficient, K_d = 沉积物中污染物含量($ng \cdot g^{-1}$)/水体中污染物浓度($ng \cdot L^{-1}$)][20]进行了分析(表6). 由表6可知,OPEs在冬季的K_d值($L \cdot g^{-1}$,下同)范围为0.02(TEP)~3.47(BDP),在夏季的K_d值范围为0.05(TEP)~4.17(TEHP),BDP和TEHP的K_d值分别在冬夏两季的所有OPEs中最高,表明这两种OPEs较容易被沉积物吸附,这与其在沉积物中的赋存情况相符(图5). 在冬夏两季,15种目标OPEs的K_d值和lg K_{ow}皆呈现显著的正相关关系(表6),表明lg K_{ow}越高的OPEs更容易被沉积物吸附,因而亲脂性高的BDP和TEHP在沉积物中呈现出较高的含量. 由此可知,OPEs的物化性质可能是影响其在水体和沉积物之间分配的主要因素之一.

此外,$\sum_{15}$OPEs在夏季的K_d值(0.87 $L \cdot g^{-1}$)是冬季(0.50 $L \cdot g^{-1}$)的1.74倍,表明OPEs在夏季更容易富集在沉积物中. 虽然在夏季沉积物更容易吸附水体中的OPEs,但是水体中的OPEs在夏季明显高于冬季,主要原因可能是在这个季节水体污染物的输入量更大,沉积物吸附的量无法抵消输入量的影响,因而虽然沉积物吸附能力在夏季增强,但整体上水体中的OPEs浓度还是呈现增大趋势.

表6　OPEs在太湖沉积物和水体间的伪分配系数(K_d)及与lg K_{ow}的相关性 1)

Table 6　Pseudo-partitioning coefficients of OPEs between the sediment and surface water of Taihu Lake and their correlations with lg K_{ow}

类型	K_d/L·g⁻¹		与lg K_{ow}的相关性	
	冬季	夏季	冬季	夏季
TBP	0.20	0.27		
TEP	0.02	0.05		
TPrP	0.06	0.34		
TBEP	0.13	0.39		
TEHP	0.80	4.17		
TCEP	0.08	0.10		
TCPP	0.12	0.12		
TDCP	0.16	0.12	P = 0.000	P = 0.000
EHDPP	0.18	0.45	R^2 = 0.36	R^2 = 0.72
TCrP	0.53	1.04		
TMPP	0.41	1.00		
TPhP	0.72	1.45		
BDP	3.47	2.60		
RDP	0.19	0.90		
V6	—	0.11		
$\sum_{15}$OPEs	0.50	0.87		

1)P值 < 0.05表示存在显著性差异,"—"表示无有效数据

2.4　太湖水环境OPEs的生态风险评估

鉴于太湖水体具有水产养殖、饮用水供给和农业灌溉等重要功能,本研究重点针对水体中OPEs的赋存开展太湖水环境生态风险评估,但这并不表明太湖沉积物中的OPEs不存在生态风险,有关内容需要进一步开展研究. 根据太湖水体中OPEs的浓度计算所得的风险商值如图6所示,整体上太湖水体中的$\sum_{15}$OPEs具有中等生态风险(冬季RQ = 0.34;夏季RQ = 0.35),其中单体OPEs的生态风险中等,低聚OPEs的生态风险较低(冬季RQ = 0.08;夏季RQ = 0.04). 在单体OPEs中,氯代烷基OPEs的生态风险最高,为中等程度,而烷基OPEs和芳香基OPEs为低生态风险. 张文萍等[25]和吕佳佩等[46]也对太湖水体中的OPEs进行了生态风险评估,发现氯代烷基OPEs为低生态风险,低于本研究的评估结果,预示着OPEs的风险可能正在逐年加剧.

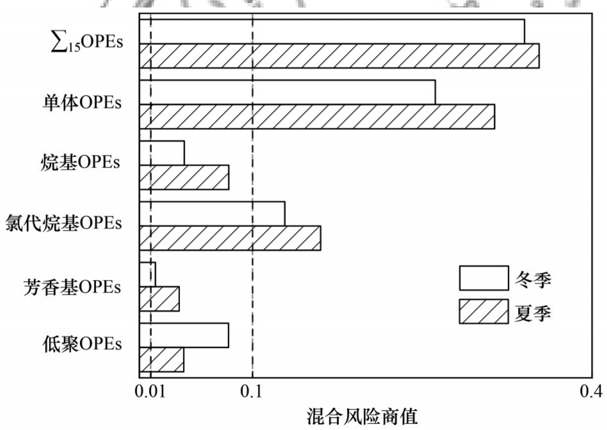

图6　不同季节太湖水环境OPEs的风险商值

Fig. 6　Risk quotient values of OPEs in the water environment of Taihu Lake in different seasons

除低聚OPEs之外,OPEs在夏季的生态风险皆高于冬季,并且冬夏两季OPEs的生态风险排序整体上皆呈现为:氯代烷基OPEs > 烷基OPEs > 芳香基OPEs≈低聚OPEs,这与OPEs在水体中的赋存规律基本一致,表明OPEs的浓度是影响OPEs生态风险的一个重要因素. 单体OPEs中的氯代烷基OPEs是目前开展毒理研究较多的一类OPEs[47],已有研究发现其会对鱼类的生长发育产生危害[48],并且还具有神经毒性[49]、基因和细胞毒性[50],因而地表水体中的氯代

烷基 OPEs 亟需探索相关的控制措施. 低聚 OPEs 在本研究中的生态风险较低,但并不表明此类 OPEs 不需要引起重视,目前与其有关的毒理研究非常有限,需要深入开展相关研究以为生态风险评估提供更多的数据支持.

3 结论

(1)太湖水体中的 $\sum_{15}$OPEs 在高、低影响区之间的赋存浓度皆不存在显著性差异. 水体中不同类型的 OPEs 在夏季的赋存浓度均高于冬季,其中单体 OPEs 的季节差异性显著. OPEs 在太湖水体中的赋存浓度排序为:氯代烷基 OPEs > 烷基 OPEs > 芳香基 OPEs≈低聚 OPEs.

(2)太湖沉积物中的 $\sum_{15}$OPEs 在高、低影响区之间的赋存含量无明显差异. 沉积物中的单体 OPEs 在冬夏两季差异明显且在夏季含量更高,虽然低聚 OPEs 不存在显著性季节差异,但在夏季的赋存含量更高. OPEs 在太湖沉积物中的赋存含量排序与水体基本一致

(3)OPEs 在水体和沉积物中的伪分配系数(K_d)在夏季更高,表明 OPEs 在夏季更容易被沉积物吸附,但不能忽略夏季污染物排放通量的影响. OPEs 的 K_d 值与其 $\lg K_{ow}$ 显著正相关,表明亲脂性较高的 OPEs 更容易被沉积物吸附.

(4)风险商值结果表明 $\sum_{15}$OPEs 具有中等生态风险,不同类型的单体 OPEs 在夏季的生态风险皆高于冬季. 整体上冬夏两季 OPEs 的生态风险排序为:氯代烷基 OPEs > 烷基 OPEs > 芳香基 OPEs≈低聚 OPEs. 低聚 OPEs 的生态风险虽然较低,但因其相关毒理数据的匮乏亟需开展深入研究.

参考文献:

[1] de Boer J, Stapleton H M. Toward fire safety without chemical risk [J]. Science, 2019, **364**(6437): 231-232.

[2] Yao C, Yang H P, Li Y. A review on organophosphate flame retardants in the environment: occurrence, accumulation, metabolism and toxicity [J]. Science of the Total Environment, 2021, **795**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148837.

[3] Huang J N, Ye L J, Fang M L, *et al*. Industrial production of organophosphate flame retardants (OPFRs): big knowledge gaps need to be filled?[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2022, **108**(5): 809-818.

[4] van Der Veen I, De Boer J. Phosphorus flame retardants: properties, production, environmental occurrence, toxicity and analysis[J]. Chemosphere, 2012, **88**(10): 1119-1153.

[5] Ma Y X, Luo Y C, Zhu J C, *et al*. Seasonal variation and deposition of atmospheric organophosphate esters in the coastal region of Shanghai, China[J]. Environmental Pollution, 2022, **300**, doi: 10.1016/j.envpol.2022.118930.

[6] Zhang Y C, Wu M, Xu M H, *et al*. Distribution of flame retardants among indoor dust, airborne particles and vapour phase from Beijing: spatial-temporal variation and human exposure characteristics[J]. Environment International, 2022, **170**, doi: 10.1016/j.envint.2022.107557.

[7] Lian M S, Lin C Y, Xin M, *et al*. Organophosphate esters in surface waters of Shandong Peninsula in eastern China: levels, profile, source, spatial distribution, and partitioning [J]. Environmental Pollution, 2022, **297**, doi: 10.1016/j.envpol.2022.118792.

[8] 张振飞, 吕佳佩, 裴莹莹, 等. 北京某污水处理厂及受纳水体中典型有机磷酸酯的污染特征和风险评估[J]. 环境科学, 2020, **41**(3): 1368-1376.
Zhang Z F, Lü J P, Pei Y Y, *et al*. Pollution characteristics and risk assessment of typical organophosphate esters in Beijing municipal wastewater treatment plant and the receiving water[J]. Environmental Science, 2020, **41**(3): 1368-1376.

[9] Gong S, Ren K F, Ye L J, *et al*. Suspect and nontarget screening of known and unknown organophosphate esters (OPEs) in soil samples[J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, **436**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.129273.

[10] Zhao H Q, Liu L, Li Y, *et al*. Occurrence, bioaccumulation, and trophic transfer of oligomeric organophosphorus flame retardants in an aquatic environment[J]. Environmental Science & Technology Letters, 2019, **6**(6): 323-328.

[11] Yan Z F, Feng C L, Jin X W, *et al*. Organophosphate esters cause thyroid dysfunction via multiple signaling pathways in zebrafish brain[J]. Environmental Science and Ecotechnology, 2022, **12**, doi: 10.1016/j.ese.2022.100198.

[12] Liu C S, Huang K, Zhang Z H, *et al*. Growth retardation in silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the middle reaches of the Yangtze River and its possible causal agents[J]. ACS ES&T Water, 2022, **2**(12): 2422-2430.

[13] Kuiper J R, Vuong A M, Lanphear B P, *et al*. Early life organophosphate ester exposures and bone health at age 12 years: the health outcomes and measures of the environment (HOME) study[J]. Science of the Total Environment, 2022, **851**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158246.

[14] Hong Z S, Li Y C, Deng X, *et al*. Comprehensive analysis of triphenyl phosphate: an environmental explanation of colorectal cancer progression[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, **241**, doi: 10.1016/j.ecoenv.2022.113778.

[15] Carpenter S R, Stanley E H, Vander Zanden M J. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes [J]. Annual Review of Environment and Resources, 2011, **36**: 75-99.

[16] Malaj E, Von Der Ohe P C, Grote M, *et al*. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2014, **111**(26): 9549-9554.

[17] 曹渺, 郭昌胜, 张恒, 等. 黄河流域入海口典型区域有机磷酸酯分布特征和风险评估[J]. 环境科学, 2023, **44**(3): 1378-1386.
Cao M, Guo C S, Zhang H, *et al*. Occurrence distribution and risk assessment of organophosphate esters in a typical area of the estuary in the Yellow River Basin[J]. Environmental Science, 2023, **44**(3): 1378-1386.

[18] 李栋, 张圣虎, 张芹, 等. 长江南京段水源水中有机磷酸酯的污染特征与风险评估[J]. 环境科学, 2020, **41**(1): 205-212.
Li D, Zhang S H, Zhang C, *et al*. Occurrence and risk assessment of organophosphate esters in source water of the Nanjing section of

the Yangtze River[J]. Environmental Science, 2020, **41**(1): 205-212.

[19] Lv J P, Guo C S, Luo Y, *et al.* Spatial distribution, receptor modelling and risk assessment of organophosphate esters in surface water from the largest freshwater lake in China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, **238**, doi: 10.1016/j.ecoenv.2022.113618.

[20] Li W T, Yuan Y, Wang S L, *et al.* Occurrence, spatiotemporal variation, and ecological risks of organophosphate esters in the water and sediment of the middle and lower streams of the Yellow River and its important tributaries[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, **443**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.130153.

[21] Lian M S, Lin C Y, Wu T T, *et al.* Occurrence, spatiotemporal distribution, and ecological risks of organophosphate esters in the water of the Yellow River to the Laizhou Bay, Bohai Sea[J]. Science of the Total Environment, 2021, **787**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.147528.

[22] Liu Y L, Xie Z M, Zhu T T, *et al.* Occurrence, distribution, and ecological risk of organophosphorus flame retardants and their degradation products in water and upper sediment of two urban rivers in Shenzhen, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, **30**(6): 14932-14942.

[23] Zhang W P, Guo C S, Lv J P, *et al.* Organophosphate esters in sediment from Taihu Lake, China: bridging the gap between riverine sources and lake sinks[J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2022, **16**(3), doi: 10.1007/S11783-021-1464-9.

[24] Li S L, Wan Y J, Wang Y, *et al.* Occurrence, spatial variation, seasonal difference, and ecological risk assessment of organophosphate esters in the Yangtze River, China: from the upper to lower reaches[J]. Science of the Total Environment, 2022, **851**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.158021.

[25] 张文萍，张振飞，郭昌胜，等．环太湖河流及湖体中有机磷酸酯的污染特征和风险评估[J]．环境科学，2021，**42**(4)：1801-1810.
Zhang W P, Zhang Z F, Guo C S, *et al.* Pollution characteristics and risk assessment of organophosphate esters in rivers and water body around Taihu Lake[J]. Environmental Science, 2021, **42**(4): 1801-1810.

[26] Liu L L, Dong Y C, Kong M, *et al.* Insights into the long-term pollution trends and sources contributions in Lake Taihu, China using multi-statistic analyses models[J]. Chemosphere, 2020, **242**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125272.

[27] Nkoom M, Lu G H, Liu J C. Occurrence and ecological risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in Taihu Lake, China: a review[J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2018, **20**(12): 1640-1648.

[28] Li H M, Gu X H, Chen H H, *et al.* Co-occurrence of multiple cyanotoxins and taste-and-odor compounds in the large eutrophic Lake Taihu, China: dynamics, driving factors, and challenges for risk assessment[J]. Environmental Pollution, 2022, **294**, doi: 10.1016/j.envpol.2021.118594.

[29] Janssen A B G, De Jager V C L, Janse J H, *et al.* Spatial identification of critical nutrient loads of large shallow lakes: implications for Lake Taihu (China)[J]. Water Research, 2017, **119**: 276-287.

[30] Su L, Xue Y G, Li L Y, *et al.* Microplastics in Taihu Lake, China[J]. Environmental Pollution, 2016, **216**: 711-719.

[31] Liu T T, Yang H. An RNA-based quantitative and compositional study of ammonium-oxidizing bacteria and archaea in Lake Taihu, a eutrophic freshwater lake[J]. Fems Microbiology Ecology, 2019, **95**(9), doi: 10.1093/femsec/fiz117.

[32] Qin B Q, Paerl H W, Brookes J D, *et al.* Why Lake Taihu continues to be plagued with cyanobacterial blooms through 10 years (2007-2017) efforts[J]. Science Bulletin, 2019, **64**(6): 354-356.

[33] Yu L, Liu X D, Hua Z L, *et al.* Spatial and temporal trends of perfluoroalkyl acids in water bodies: a case study in Taihu Lake, China (2009-2021)[J]. Environmental Pollution, 2022, **293**, doi: 10.1016/j.envpol.2021.118575.

[34] 庄园．有机磷酸酯阻燃剂在太湖及其周边河流水体中的分布和源解析[D]．南京：南京大学，2015.
Zhuang Y. Distribution and sources apportionment of oeganophosphorus ester flame retardants in water and sediments from Taihu Lake and surrounding rivers[D]. Nanjing: Nanjing University, 2015.

[35] Lai N L S, Kwok K Y, Wang X H, *et al.* Assessment of organophosphorus flame retardants and plasticizers in aquatic environments of China (Pearl River Delta, South China Sea, Yellow River Estuary) and Japan (Tokyo Bay)[J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, **371**: 288-294.

[36] Cristale J, Dantas R F, De Luca A, *et al.* Role of oxygen and DOM in sunlight induced photodegradation of organophosphorous flame retardants in river water[J]. Journal of Hazardous Materials, 2017, **323**: 242-249.

[37] Shi Y L, Gao L H, Li W H, *et al.* Occurrence, distribution and seasonal variation of organophosphate flame retardants and plasticizers in urban surface water in Beijing, China[J]. Environmental Pollution, 2016, **209**: 1-10.

[38] 高小中，许宜平，王子健．有机磷酸酯阻燃剂的环境暴露与迁移转化研究进展[J]．生态毒理学报，2015，**10**(2)：56-68.
Gao X Z, Xu Y P, Wang Z J. Progress in environment exposure, transport and transform of organophosphorus flame retardants[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, **10**(2): 56-68.

[39] Ye L J, Meng W K, Huang J N, *et al.* Establishment of a target, suspect, and functional group-dependent screening strategy for organophosphate esters (OPEs): "into the unknown" of OPEs in the sediment of Taihu Lake, China[J]. Environmental Science & Technology, 2021, **55**(9): 5836-5847.

[40] 严小菊．典型有机磷酸酯阻燃剂在太湖水体和底泥中存在水平和分布特征[D]．南京：南京大学，2013.
Yan X J. Occurrence and distribution of typical organophosphorus ester flame retardants in the surface water and sediment in Taihu Lake[D]. Nanjing: Nanjing University, 2013.

[41] 张文萍．太湖流域沉积物中PAEs和OPEs的污染特征及生态风险评价[D]．北京：中国环境科学研究院，2021.
Zhang W P. Contamination characteristics and ecological risk assessment of PAEs and OPEs in sediment in Taihu Lake Basin[D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2021.

[42] 赵蓉，刘云根，侯磊，等．砷污染高原湖滨湿地沉积物对磷酸盐的吸附能力及影响因素探究[J]．环境污染与防治，2018，**40**(8)：855-859.
Zhao R, Liu Y G, Hou L, *et al.* Sorption of phosphate on the arsenic contaminated sediment in plateau lakeside wetland and the related impact factors[J]. Environmental Pollution and Control, 2018, **40**(8): 855-859.

[43] 赵武彩，徐孟欣，刘爱风，等．渤海和北黄海沉积物中有机磷酸酯的赋存现状及风险评价[J]．环境化学，2021，**40**(5)：1619-1622.

Zhao W C, Xu M X, Liu A F, *et al.* Occurrence and risk assessment of organophosphate esters in sediment of the Bohai Sea and north Yellow Sea[J]. Environmental Chemistry, 2021, **40**(5): 1619-1622.

[44] 季麟, 高宇, 田英. 有机磷阻燃剂生产使用及我国相关环境污染研究现况[J]. 环境与职业医学, 2017, **34**(3): 271-279.
Ji L, Gao Y, Tian Y. Review on production, application, and environmental pollution of organophosphate flame retardants in China[J]. Journal of Environmental & Occupational Medicine, 2017, **34**(3): 271-279.

[45] Alves A, Erratico C, Lucattini L, *et al.* Mass spectrometric identification of in vitro-generated metabolites of two emerging organophosphate flame retardants: V6 and BDP[J]. Chemosphere, 2018, **212**: 1047-1057.

[46] 吕佳佩, 张振飞, 刘杨, 等. 太湖重点区域多介质水体中有机磷酸酯的分布特征及来源解析[J]. 环境科学, 2020, **41**(12): 5438-5447.
Lü J P, Zhang Z F, Liu Y, *et al.* Distribution characteristics and source identification of organophosphate esters in key waters areas of Taihu Lake[J]. Environmental Science, 2020, **41**(12): 5438-5447.

[47] 廖梓聪, 李会茹, 杨愿愿, 等. 有机磷酸酯(OPEs)的环境污染特征、毒性和分析方法研究进展[J]. 环境化学, 2022, **41**(4): 1193-1215.
Liao Z C, Li H R, Yang Y Y, *et al.* The pollution characteristics, toxicity and analytical methods of organophosphate esters (OPEs) in environments: a review[J]. Environmental Chemistry, 2022, **41**(4): 1193-1215.

[48] 闫振飞. 典型有机磷酸酯在鱼体中体外代谢动力学特征和甲状腺干扰效应研究[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2021.
Yan Z F. *In vitro* metabolic kinetics characteristic and thyroid disruption effects of typical organophosphate esters in fish[D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2021.

[49] Dishaw L V, Powers C M, Ryde I T, *et al.* Is the PentaBDE replacement, tris (1, 3-dichloro-2-propyl) phosphate (TDCPP), a developmental neurotoxicant? Studies in PC12 cells[J]. Toxicology and Applied Pharmacology, 2011, **256**(3): 281-289.

[50] Yan S H, Wang Q, Yang L H, *et al.* Comparison of the toxicity effects of tris(1, 3-dichloro-2-propyl)phosphate (TDCIPP) with tributyl phosphate (TNBP) reveals the mechanism of the apoptosis pathway in Asian freshwater clams (*Corbicula fluminea*)[J]. Environmental Science & Technology, 2020, **54**(11): 6850-6858.

HUANJING KEXUE Vol. 45 No. 1
Environmental Science (monthly) Jan. 15, 2024

CONTENTS