

宁波市内河几种酚类环境激素的污染状况及分布特征

程军蕊, 徐继荣, 刘 英, 张 锐, 张秋芳

(宁波大学 建筑工程与环境学院, 浙江 宁波 315211)

摘要: 应用固相萃取、超声萃取及高效液相色谱法对宁波市内河 10 个采样点的壬基酚、辛基酚和双酚 A 进行了检测。结果表明: 宁波市内河水体及沉积物中均不同程度地检出了壬基酚和双酚 A, 辛基酚的检出率约为 50%; 壬基酚、辛基酚和双酚 A 在内河水体中的浓度最大值分别为 $4.516 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $0.384 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1.594 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 在沉积物(干重)中的含量最大值分别为 $0.811 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 、 $0.139 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $0.223 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 。江北大河、宁大内河及护城河的水体与沉积物中的浓度值较高, 城湾水库、姚江及后西河相对较低; 水体及沉积物中 3 种酚类环境激素的浓度值夏季低于冬季, 水体和沉积物中的污染物浓度存在正相关关系。宁波市内河受到 3 种酚类环境激素的污染, 对水生生物具有一定的生态风险。

关键词: 宁波市内河; 水体; 沉积物; 酚类环境激素

中图分类号: X131.3

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132 (2014) 01-0103-06

20 世纪后期, 人类及野生动物的生殖、免疫、神经等系统出现了各种异常现象, 主要原因是机体的内分泌系统受到环境中一些化学物质的扰乱, 造成体内天然激素水平失衡。这些能够干扰体内激素平衡的化学物质被称为“环境激素”或“内分泌干扰物质”。美国国家环保局在 1998 年 8 月公布了 67 种危及人体和生物的“内分泌干扰物质”, 其中就包括壬基酚(NP)、辛基酚(OP)和双酚 A(BPA)等化合物, 它们因含有酚羟基结构而统称为酚类环境激素。NP、OP 主要用于表面活性剂、医药、农药等工业生产中, BPA 是合成聚碳酸酯、环氧树脂及聚砜等的重要原料, 这几种污染物广泛分布于水体、沉积物、土壤、污水处理厂出水及生物体中。NP 及 OP 的化学结构与内源性雌激素雌二醇相似, 在生物体中呈现较强的雌激素效应^[1-2]。NP 及 OP 的无可见效应浓度在鱼体内约为 $6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 在无脊椎动物中可低至 $3.9 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[3]。水体中 BPA 浓度达到 $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 可以引起腹足类狗岩螺(*Nucella lapillus*)雄性个体雌性化^[2]。欧美等发达国家从 20 世纪 80 年代就开始对烷基酚和双酚 A 的浓度分布

和环境行为进行了较为广泛的研究。我国在此方面研究起步较晚, 只有少数关于我国主要河流及其入海口临近海域污染状况的报道。宁波市是中国化工产业基地, 石油化工、纺织印染、塑料、医药及各类制造业在工业体系中占据重要地位, 工业的迅猛发展势必会导致上述几种酚类环境激素污染水域, 危害公众健康。目前对宁波市内河的环境激素污染状况尚无报道, 笔者对部分河道 3 种酚类环境激素的污染现状进行了初步调查。

1 材料与方法

1.1 采样

在宁波市内河布设 10 个采样点(图 1), 采样时间为 2009 年 10 月~2012 年 12 月。

水样的采集: 用采水器采集表层水样(距离水面 0.5 m)12 L, 置于棕色玻璃瓶中, 用磷酸调节至 $\text{pH} < 4$ 以抑制微生物的活动, 运至实验室。水样经粗滤后用玻璃纤维滤膜($0.45 \mu\text{m}$, 使用前在 450°C 焙烧 4 h)过滤, 于 -4°C 条件下保存。

沉积物样品的采集: 用无扰动沉积物采泥器



图1 宁波市内河调查采样点

采集沉积物样品,用不锈钢匙将表层 3 cm 内的沉积物装入预先洗净的棕色玻璃瓶中,为使沉积物样品具有代表性,在同一地点采集 2~3 次,将各次样品混合成一个样品.每个点位采集约 200 g 表层沉积物,运至实验室, -20 °C 条件下保存.

1.2 试剂与仪器

试剂: 甲醇、乙腈、甲基叔丁基醚、二氯甲烷均为 HPLC 级试剂(美国 Tedia 公司),超纯水,标准品 4-n-NP(100.0%)、4-t-OP(99.5%)、BPA(98.5%)均购自德国 Dr. Ehrenstorfer 公司,其他试剂为分析纯.

仪器: Dionex P680 高效液相色谱仪,包括四元泵、在线真空脱气泵、紫外检测器、柱温箱和自动化进样器(美国 Dionex 公司).氮吹仪(HN132,海能公司),超声波萃取仪(Kudos-SK 2200H),固相萃取装置(Mediwax-12),玻璃抽滤器,玻璃纤维滤膜(0.45 μm),Milli-Q 纯水系统(法国 Millipore 公司).

1.3 样品预处理方法

1.3.1 环境水样的预处理

取过滤后水样 10 L 以 $2\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 的流速通过经活化的固相萃取柱,用 5.0 mL 超纯水以 $2\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 的流速润洗小柱,之后空气干燥 30 min,再用 4 mL 甲基叔丁基醚分两步洗脱,收集洗脱液至尖嘴瓶中.将收集的洗脱液氮气吹干并转换溶剂为甲醇,定容至 1 mL,过 0.22 μm 滤膜,待测.

1.3.2 沉积物样品的预处理

将沉积物样品在冷冻干燥仪中冷冻干燥,磨细过 40 目筛,准确称取 10 g 冻干沉积物样品于玻璃离心管中,用 25 mL 二氯甲烷超声萃取 10 min,重复操作 2 次,离心过滤并取上清液氮气吹干后,用 1 mL 甲醇溶解残留物,加 9 mL 水稀释,过固相

萃取柱净化,净化步骤同 1.3.1.

1.4 样品分析方法

NP、OP 和 BPA 的浓度检测用 P680 高效液相色谱仪测定,液相色谱柱为 Phenomenex Luna C18 柱($250\times 4.60\text{ mm i.d.}$, 5 μm , 100 Å);流动相 $v(\text{乙腈}):v(\text{水})=80:20$;流速 $1.0\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$;柱温 25 °C;检测波长 230 nm;进样量 50 μL .采用保留时间定性,外标法定量,以 3 倍空白标准差作为检测限的估计值,仪器对 NP 的最低检测限为 $0.08\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$,OP 为 $0.08\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$,BPA 为 $0.02\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$,方法线性范围较宽.以 10 倍空白标准差作为定量限(LOQ),经样品浓缩体积换算,环境水样中 NP 的定量限为 $0.02\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,OP 为 $0.02\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,BPA 为 $0.005\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;沉积物样品中 NP 的定量限为 $0.02\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,OP 为 $0.02\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,BPA 为 $0.005\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.环境水样中 NP 的加标回收率在 75.04%~94.48%之间,OP 在 77.55%~84.06%之间,BPA 在 92.02%~105.72%之间.沉积物中 NP 的加标回收率在 99.50%~110.89%之间,OP 在 98.08%~109.82%之间,BPA 在 99.10%~104.62%之间.

2 结果与讨论

2.1 几种酚类环境激素的检测结果

宁波市内河 10 个采样点的检测结果见表 1 和表 2.从表 1 和表 2 可知,内河水体中 NP 均有检出,最大浓度值 $4.516\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,各河道平均浓度介于 $0.029\sim 2.431\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,NP 高值区出现在勤勇村内河及宁大内河,翠柏河、护城河及城湾水库下游水体中的 NP 浓度值相对较低.水体中 OP 的浓度值小于 $0.384\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,平均浓度低于 $0.02\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,污染程度较轻.水体中 BPA 的最大浓度值为 $1.594\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,BPA 的平均浓度值范围为 $0.030\sim 1.187\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,BPA 的高浓度值出现在宁大内河.内河沉积物中 NP 含量低于 $0.811\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,平均浓度值低于 $0.461\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,后西河和宁大内河浓度值较高,姚江、城湾水库及东柳河的含量较低.沉积物中 OP 的含量低于 $0.139\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,平均浓度值小于 $0.071\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,OP 的检出率为 50%.沉积物中 BPA 的含量低于 $0.223\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,江北大河、宁大内河、护城河及东柳河浓度值较高,城湾水库、姚江及后西河浓度相对较低,平均浓度低于 $0.108\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,10 个采样点均检出了不同

表 1 宁波市内河水体中 NP、OP 和 BPA 的浓度值

采样点	水域名称	NP/(μg·L ⁻¹)			OP/(μg·L ⁻¹)			BPA/(μg·L ⁻¹)		
		范围	平均值	中间值	范围	平均值	中间值	范围	平均值	中间值
R1	勤勇村内河	1.140~3.429	1.541	1.378	<LOQ~0.384	<LOQ	<LOQ	0.301~1.169	0.661	0.709
R2	宁大内河	1.141~4.516	2.431	2.258	<LOQ~0.023	<LOQ	<LOQ	0.824~1.594	1.187	1.148
R3	江北大河	<LOQ~0.716	0.192	0.020	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.189~1.198	0.762	0.654
R4	姚江	0.618~1.642	1.023	0.855	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ~0.961	0.254	0.030
R5	翠柏河	<LOQ~0.712	0.312	0.022	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.051~0.702	0.288	0.275
R6	护城河	<LOQ~0.045	0.029	<0.020	<LOQ~0.031	0.029	0.028	0.755~1.474	1.092	0.804
R7	直落河	<LOQ~1.062	0.712	0.786	<LOQ~0.029	<LOQ	<LOQ	0.320~0.967	0.733	0.739
R8	后西河	0.023~0.891	0.516	0.303	<LOQ~0.006	<LOQ	<LOQ	0.846~1.133	0.926	0.864
R9	东柳河	<LOQ~0.631	0.175	0.028	<LOQ~0.035	<LOQ	0.028	1.101~1.226	1.142	1.113
R10	城湾水库下游	<LOQ~0.073	0.033	0.034	<LOQ~0.021	0.025	0.025	<LOQ~0.055	0.030	0.033

注: <LOQ 表示低于定量限或未检出, 下表同.

表 2 宁波市内河沉积物中 NP、OP 和 BPA 的浓度值(干重)

采样点	水域名称	NP/(μg·g ⁻¹)			OP/(μg·g ⁻¹)			BPA/(μg·g ⁻¹)		
		范围	平均值	中间值	范围	平均值	中间值	范围	平均值	中间值
R1	勤勇村内河	0.088~0.282	0.152	0.106	<LOQ~0.023	0.023	0.023	0.029~0.088	0.062	0.057
R2	宁大内河	0.274~0.811	0.461	0.381	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.045~0.129	0.089	0.079
R3	江北大河	0.123~0.532	0.329	0.251	<LOQ~0.095	0.057	0.055	0.025~0.223	0.108	0.129
R4	姚江	<LOQ~0.045	0.020	0.029	<LOQ~0.035	0.020	0.020	<LOQ~0.015	0.010	0.012
R5	翠柏河	<LOQ~0.030	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.033~0.065	0.044	0.041
R6	护城河	0.021~0.102	0.043	0.026	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.054~0.127	0.088	0.079
R7	直落河	0.090~0.445	0.241	0.274	<LOQ~0.139	0.050	<LOQ	0.036~0.099	0.059	0.056
R8	后西河	0.081~0.448	0.295	0.307	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ~0.077	0.039	0.019
R9	东柳河	<LOQ~0.097	0.030	<LOQ	<LOQ~0.196	0.071	<LOQ	0.013~0.132	0.056	0.054
R10	城湾水库下游	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ~0.007	<LOQ	<LOQ

浓度的 BPA 污染.

近年来, 世界各国水体和沉积物中 NP、OP 和 BPA 的浓度值见表 3. 国内外河流水体中 NP 浓度为纳克至微克每升级浓度水平, OP 和 BPA 的浓度基本小于 1 μg·L⁻¹. 河流沉积物(干重)中 NP 在 1×10⁻⁹~1×10⁻⁶ 浓度水平; OP 和 BPA 浓度小于 1 μg·g⁻¹. 宁波市内河水体及沉积物中 NP 污染程度与美国的 Mohaw 等河、日本的 Tamagawa 等河、法国的 Seine 河的污染状况相近. 与国内相比, 宁波市内河水体中 NP 的浓度高于长江, 低于石泾河, 沉积物中的 NP 也低于珠江、狮子洋等. 宁波市内河 OP 污染程度较轻, OP 的浓度值与国外河流处于同一浓度级水平, 低于国内石泾河和松花江哈尔滨段. 与国内外河流相比, 水体及沉积物中 BPA 的浓度值相对

较高. 分析宁波市内河这几种酚类环境激素污染的原因, 一方面是宁波市工业发达, 生活人口集中, 这些酚类环境激素随着工业废水、生活污水及城市污水处理厂尾水进入内河水循环体系, 导致外源负荷较大; 另一方面是由于宁波市内河为平原河网, 河道较窄, 水体流动性差, 污染物迁移率低, 从而导致污染物在河道中产生了浓度积累.

2.2 几种酚类环境激素浓度的季节分布特征

水体及沉积物中 OP 的浓度值大多低于定量限, 故仅比较 NP 和 BPA 两项指标. 对比 2009 年 10 月至 2012 年 12 月冬季(1 月)和夏季(7 月) NP 和 BPA 的平均浓度, 结果见图 2 和图 3. 由于环境介质中这几种酚类环境激素的浓度水平受紫外光照、温度、微生物活动及其他因素的控制, 在自然环境中

表3 世界各国水体和沉积物中 NP、OP 和 BPA 的浓度分布

污染物	国家	调查水域	水体/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	参考文献	国家	调查水域	沉积物(干重)/($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	参考文献
NP	美国	Mohaw 等 30 条河流	<1.000	[4]	美国	Mohaw 等 30 条河流	<3.000	[4]
	日本	Tamagawa River 等	0.050~1.080	[5]	法国	Seine watershed	0.260~2.870	[13]
	德国	Schussen River 等	0.0006~0.135	[6]	德国	Upper Danube River	0~1.364	[14]
	中国	长江口及临近海域	0.014~0.173	[7]	中国	长江口及临近海域	0.0007~0.011	[7]
	中国	石泾河	<11.300	[8]	中国	珠江广州段、狮子洋等	0.110~7.808	[15]
	中国	宁波市内河	<4.516	本文	中国	宁波市内河	<0.811	本文
OP	加拿大	St. Lawrence River	0.005~0.084	[9]	法国	Seine watershed	0.005~0.490	[13]
	日本	Tamagawa River 等	0.010~0.180	[5]	韩国	Ulsan Bay	0.120	[16]
	中国	松花江哈尔滨段	0.025~1.261	[10]	中国	青岛胶州湾附近河流	0.002~0.044	[12]
	中国	石泾河	<3.150	[8]	中国	Yundang Lagoon	0.025~0.027	[17]
	中国	宁波市内河	<0.384	本文	中国	宁波市内河	<0.196	本文
BPA	西班牙	Ter river	<0.050	[11]	德国	Upper Danube River	0~0.022	[14]
	中国	松花江哈尔滨段	0.020~0.050	[10]	韩国	Ulsan Bay	0.054	[16]
	中国	珠江	<1.040	[8]	中国	青岛胶州湾附近河流	0.003~0.015	[12]
	中国	青岛胶州湾附近河流	0.020~0.050	[12]	中国	Yundang Lagoon	0.021~0.044	[17]
	中国	宁波市内河	<8.296	本文	中国	宁波市内河	<2.225	本文

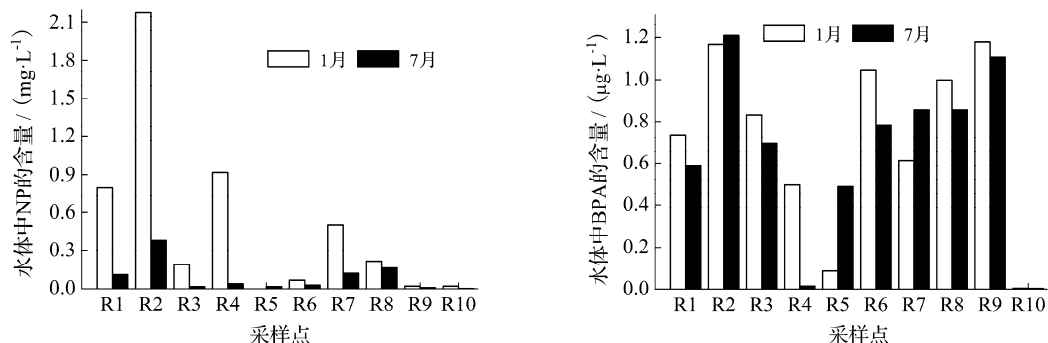


图2 冬季和夏季宁波市内河水体中酚类环境激素的浓度比较

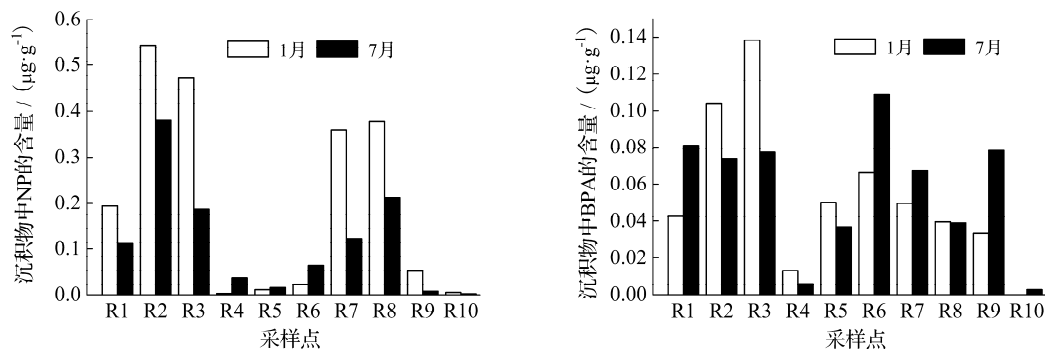


图3 冬季和夏季宁波市内河沉积物中酚类环境激素的浓度比较

可发生一定程度的降解,夏季自然降解速率较快,而在冬季不利条件下易形成这几种酚类环境激素

的浓度积累,故大多数采样点的水体及沉积物中 NP 和 BPA 的浓度值均表现出 7 月低于 1 月的特征。

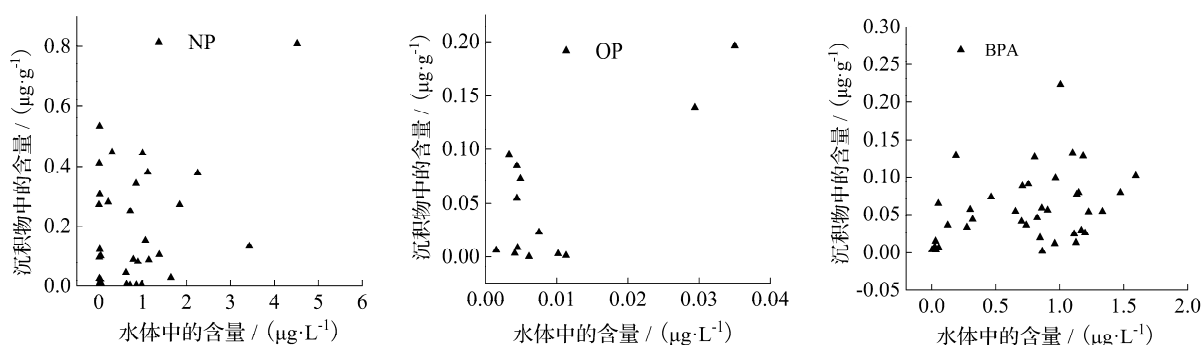


图4 水体与沉积物中酚类环境激素浓度分布的相关性

2.3 水体与沉积物中污染物浓度分布的相关性分析

对2009年10月至2012年12月水体与沉积物中NP、OP和BPA的浓度值作相关分析,结果见图4。水体和沉积物中NP、OP和BPA的浓度值表现出正相关的关系,即水体中污染物浓度值高,则沉积物中也表现出较高的浓度,但并非简单的直线相关关系。由此可推测,这几种酚类环境激素进入内河水体以后,受水—沉积物两相分配作用,以及颗粒物的絮凝、沉降作用的控制,使内河沉积物中积累一定含量的污染物,水体中几种酚类环境激素的浓度水平会直接影响其在沉积物中的浓度。两相浓度的非直线相关关系也表明,几种酚类环境激素在非均相体系中的分配平衡过程与不同采样点的环境因素,诸如水体pH值、温度、沉积物的有机质含量及粒径组成等有关。

3 结论

(1) NP、OP和BPA是重要的精细化工原料,在工业生产中使用量大且应用范围广泛。各类污染源携带这些酚类环境激素进入水体,使水及沉积物受到污染。宁波市内河NP和BPA的污染较为普遍,OP污染程度较轻。内河水体及沉积物NP、OP、BPA的浓度高值区出现在江北大河、宁大内河及护城河、城湾水库,姚江及后西河浓度相对较低。三种酚类环境激素具有较明显的季节分布特征,其夏季浓度平均值低于冬季,污染物在水体和沉积物中的浓度存在正相关关系。

(2) NP、OP和BPA具有雌激素活性,可引起生物体的“雌性效应”和畸变。宁波市内河NP和OP浓度大多低于其效应浓度,BPA的浓度亦大多低于 $1\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,但鉴于生物长期暴露的作用未知,宁波市

内河存在一定的NP、OP和BPA污染的生态风险,故应加强控制排污及对内河的治理力度。

参考文献:

- [1] Kinnberg K, Korsgaard B, Bjerregaard P, et al. Effects of nonylphenol and 17beta-estradiol on vitellogenin synthesis and testis morphology in male platyfish *Xiphophorus maculatus*[J]. *Journal of Experimental Biology*, 2000, 203(2):171-181.
- [2] Oehlmann J, Schui T E, Oehlmann U, et al. Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (mollusks: gastropoda) in the laboratory Part I: Bisphenol A and octylphenol as xenoestrogens[J]. *Ecotoxicology*, 2000, 9(6):383-397.
- [3] Servos M R. Review of the aquatic toxicity, estrogenic responses and bioaccumulation of alkyl phenols and alkylphenol polyethoxylates[J]. *Water Quality Research Journal of Canada*, 1999, 34(1):123-177.
- [4] Naylor C G, Miere J P, Adams W J, et al. Alkylphenol ethoxylates in the environment[J]. *J Am Oil Chem Soc*, 1992, 69(7):695-703.
- [5] Isober T, Nishiyama H, Nakashima A, et al. Distribution and behavior of nonylphenol, octylphenol and nonylphenol monoethoxylate in Tokyo metropolitan area: Their association with aquatic particles and sedimentary distributions[J]. *Environ Sci Technol*, 2001, 35(6):1041-1049.
- [6] Kuch H M, Ballschmiter K. Determination of endocrine-disrupting phenolic compounds and estrogens in surface and drinking water by HRGC-(NCI)-MS in the picogram per liter range[J]. *Environ Sci Technol*, 2001, 35(15): 3201-3206.
- [7] 傅明珠, 李正炎, 王波. 夏季长江口及其临近海域不同环境介质中壬基酚的分布特征[J]. *海洋环境科学*, 2008, 27(6):561-565.

- [8] Zhao J L, Ying G G, Wang L, et al. Determination of phenolic endocrine disrupting chemicals and acidic pharmaceuticals in surface water of the Pearl Rivers in South China by gas chromatography-negative chemical ionization-mass spectrometry[J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(2):962-974.
- [9] Bennie D T, Sullivan C A, Lee H B, et al. Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River[J]. *Sci Total Environ*, 1997, 13(3):263-275.
- [10] 邵晓玲, 马军. 松花江水中 13 种内分泌干扰物的初步调查[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(9):1910-1915.
- [11] Raquel C, Silvia L, Antonio G, et al. Chemical monitoring and occurrence of alkylphenols, alkylphenol ethoxylates, alcohol ethoxylates, phthalates and benzothiazoles in sewage treatment plants and receiving waters along the Ter River basin (Catalonia N E, Spain)[J]. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 2006, 385(6):992-1000.
- [12] 李正炎, 傅明珠, 王馨平, 等. 冬季胶州湾及其周边河流中酚类环境激素的分布特征[J]. *中国海洋大学学报*, 2006, 36(3):451-455.
- [13] Fenet H, Gomez E, Pillon A, et al. Estrogenic activity in water and sediments of a french river: Contribution of alkylphenols[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2003, 44(1):1-6.
- [14] Stefanie G, Eric H, René S, et al. The endocrine disrupting potential of sediments from the upper Danube River (Germany) as revealed by in vitro bioassays and chemical analysis[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2011, 18(3):446-460.
- [15] 陈兵, 麦碧娴, 陈社军. 珠江三角洲河流沉积物中的壬基酚[J]. *中国环境科学*, 2005, 25(4):484-486.
- [16] Khim J S, Lee K T, Kannan K, et al. Trace organic contaminants in sediment and water from Ulsan Bay and its vicinity, Korea[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2001, 40(2):141-150.
- [17] Zhang X, Gao Y j, Li Q Z, et al. Estrogenic compounds and estrogenicity in surface water, sediments, and organisms from Yundang Lagoon in Xiamen, China[J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2011, 61(1):93-100.

Pollution and Distribution of Phenolic Endocrine Disruptors in Water Columns and Sediments in Ningbo Inner River

CHENG Jun-rui, XU Ji-rong, LIU Ying, ZHANG Rui, ZHANG Qiu-fang

(Faculty of Architectural, Civil Engineering and Environment, Ningbo University, Ningbo 315211, China)

Abstract: Distributions of nonylphenol, octylphenol and bisphenol A in water columns and sediments at ten sample collecting stations in Ningbo Inner River were investigated using the method of high performance liquid chromatography coupled with ultrasonication extraction and solid phase extraction. It was found that NP and BPA are widely scattered in Ningbo Inner River, and the detection rates of both OP in water columns and sediments were about 50%. The highest concentrations of NP, OP and BPA were measured as $4.516 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $0.384 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $1.594 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ in the river water samples, and $0.811 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $0.139 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, $0.223 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in the sediments samples, respectively. The concentrations of the three phenolic endocrine disruptors were found to be higher in Jiangbei River, Ningda River and Hucheng River, and relatively lower in Chengwan Reservoir, Yao River and Houxi River, and with the higher concentration in winter than in summer. There was also a positive concentration correlation, although insignificant, among the three pollutants in water columns and sediments. The result shows that exposure to the phenolic environmental endocrine disruptors may risk ecological aquatic organisms in Ningbo Inner River.

Key words: Ningbo Inner River; water columns; sediments; phenolic endocrine disruptors

(责任编辑 史小丽)