

## 应用物种敏感性分布评估 DEHP 对区域水生生态风险

胡习邦<sup>1,2</sup>, 王俊能<sup>1,2</sup>, 许振成<sup>1\*</sup>, 张修玉<sup>1</sup>

1. 环境保护部华南环境科学研究所, 广东 广州 510655; 2. 中国科学院广州地球化学研究所, 广东 广州 510640

**摘要:** 应用物种敏感性分布 (Species Sensitivity Distribution, SSD) 方法构建了邻苯二甲酸二辛酯 (Diethylhexyl phthalate, DEHP) 对淡水生物的 SSD 曲线。在此基础上, 计算了 DEHP 对不同生物的 5% 危害浓度(HC<sub>5</sub>), 分析比较 DEHP 对不同生物类别的毒性敏感性差异及其特征, 并针对在不同污染物质量浓度下, 评价了我国不同地区水体 DEHP 对不同生物类别的生态风险。结果表明, 不同物种对 DEHP 污染物的耐受范围存在差异, 从小到大依次为无脊椎动物<脊椎动物<藻类, 这可能与各物种的组别多样性有关, 耐受范围越大, 表示随着质量浓度增加, 风险增大的趋势较缓慢; DEHP 对不同物种的 HC<sub>5</sub> 从小到大依次为藻类<无脊椎动物<脊椎动物。HC<sub>5</sub> 越小, DEHP 对该物种的生态风险越大, 其中藻类对 DEHP 最敏感, 其 HC<sub>5</sub> 为 41.01 μg·L<sup>-1</sup>, 从总体上看, DEHP 对淡水生物系统的 HC<sub>5</sub> 为 4 521.46 μg·L<sup>-1</sup>; 不同质量浓度值得出的 PAF 值的大小, 反映不同类别生物的危害程度。质量浓度在 1 000 μg·L<sup>-1</sup> 以下, 全部物种的 PAF 值几乎为 0; 当质量浓度达 1 000 μg·L<sup>-1</sup> 时, 藻类和无脊椎动物开始受到影响; 当质量浓度达 10 000 μg·L<sup>-1</sup> 时, 61.85% 和 88.04% 的藻类和无脊椎动物分别受到影响, 全部物种有 64.34% 受到影响。我国不同地区河流湖库水体水生态风险评估表明其水生态风险极低, PAF 接近于 0。

**关键词:** 邻苯二甲酸二辛酯污染; 水生态风险; 物种敏感性分布; 地表水

中图分类号: X171.5; X820.4

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2012) 06-1082-06

邻苯二甲酸酯 (Phthalate esters, PAEs) 是一类环境激素类物质, 能在环境中持久存在而不易分解。研究表明, 邻苯二甲酸酯可通过呼吸道、消化道和皮肤等途径进入人体, 在人和动物体内起着类似雌性激素的作用, 可导致内分泌紊乱、生殖系统机能失常等危害<sup>[1-3]</sup>。2011、2012 年 Singh Sher 和 Li Steven Shoei-Lung 先后报道 PAEs 毒理分析对人类健康可能产生不利影响的前 3 位有心脏中毒、肝中毒和肾脏中毒并具有致畸性、致突变性和致癌性, 并且推断可能导致包括心血管, 肝脏, 泌尿系统, 内分泌生殖器疾病等 20 种疾病<sup>[3-4]</sup>。邻苯二甲酸二辛酯又名邻苯二甲酸二(2-乙基己基)酯、酞酸双(2-乙基己基)酯 (Diethylhexyl phthalate, DEHP) 是 PAEs 中的一种, 被普遍使用为 PVC 塑化剂, 一旦 DEHP 摄入到体内后就会转化为更容易被脂肪酶更容易吸收的邻苯二甲酸单(2-乙基己基)酯 (Monoethylhexyl phthalate, MEHP) 造成人体健康风险<sup>[3-4]</sup>。因此, 近年来对邻苯二甲酸酯的研究受到广泛重视, 美国环境保护署 (US EPA) 已将 DMP、DEP、DBP、DOP、DEHP 和 BBP 等列为优先控制的有毒污染物<sup>[5]</sup>, 并规定 DEHP 每日摄入的参考剂量 (Reference Dose, RfD) 为 20 μg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup><sup>[6]</sup>。尽管, 已有研究对 DEHP 在不同的环境介质中的分布进行了分析监测, 我国地表水环境质量标准 (GB 3838

—2002) 制定 DEHP 的相关环境标准<sup>[7]</sup>, 但仍缺乏基于水生态风险的水质基准方面研究。DEHP 等毒害污染物可通过水体进入生态系循环中, 对水生生态环境带来潜在的风险, 并通过食物链传递影响人体健康, 因此, 开展人体健康风险和水生态风险评估等研究非常必要<sup>[8]</sup>。

物种敏感性分布法 (Species Sensitivity Distribution, SSD) 是一种应用统计学外推生态风险方法, 可用于生物风险评价的效应评价和环境基准等工作, 如美国环境保护署 (US EPA) 等用于生物的保护工作, 国内外已开展了 SSD 应用水生生态风险评估和土壤环境生态风险评估<sup>[9-12]</sup>。本研究通过构建 DEHP 的急性物种敏感性分布曲线, 分析比较 DEHP 对于不同生物类别的毒性敏感性差异及其特征, 并针对我国不同地区水体 DEHP 分布情况, 评估我国不同地区水体 DEHP 对不同生物类别的生态风险, 以期为我国水体 DEHP 污染物的生态风险评估与管理提供参考。

### 1 材料与方法

#### 1.1 研究方法

SSD 是 20 世纪 70 年代末兴起的一种生态风险评估新方法<sup>[13]</sup>。该理论认为: 不同门类的生物由于生活史、生理构造、行为特征和地理分布等不同而产生了差异性, 其在毒理学上反映

基金项目: 国家科技重大专项项目 (2008ZX07211)

作者简介: 胡习邦 (1981 年生), 男, 博士研究生, 主要从事水环境风险研究。E-mail: hooyan@126.com

\*通信作者: 许振成 (1953 年生), 男, 研究员, 主要从事环境科学与工程研究。E-mail: xuzhencheng@scies.org

收稿日期: 2012-05-13

为不同的物种对污染物有不同的剂量-效应响应关系，即在结构复杂的生态系统中，不同的物种对某一胁迫因素（如有毒化学品）的敏感程度服从一定的（累积）概率分布<sup>[14-16]</sup>。SSD的用法一般分为正向（Forward use）和反向（Inverse use）2种<sup>[17]</sup>。正向方法主要用于生态风险评价，即已知污染物浓度水平，通过SSD曲线计算潜在影响比例（Potential affected fraction, PAF），用以表征生态系统或者不同类别生物的生态风险；而反向方法通过确定保护一个生态系统中大部分物种的污染物浓度水平来制定环境质量基准，一般使用5%危害浓度（Hazardous Concentration 5%, HC<sub>5</sub>），指影响不超过5%的物种，即可以保护95%以上的物种时对应的急性浓度/慢性浓度。

### 1.2 浓度数据来源

DEHP的质量浓度数据主要来源于北京公园水体、第二松花江、黄河兰州段、黄河中下游支流、黄河中下游干流、长江重庆段、三峡库区、海河流域、长江武汉段、浙江饮用水河流、浙江湖库、南京玄武湖等地表水的文献报道（见表1）<sup>[18-27]</sup>。由表1可见，我国不同区域水体的DEHP质量浓度差异较大，南京玄武湖、第二松花江中DEHP的平均质量浓度明显高于其他地区DEHP的浓度水平；与国外水体中DEHP质量浓度相比较而言<sup>[28-34]</sup>，除南京玄武湖、第二松花江和南非的质量浓度范围相当外，西班牙Ehro River中DEHP质量浓度最小，仅为0.7  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，其他几个国家的浓度水平和国内多数水体中DEHP的质量浓度水平相当。数据选取的遵循以下4点原则：一是尽量选择近年的报道数据；二是尽量选择地表水体；三是计算时采用平均值；四是分析监测方法基本一致。

### 1.3 毒理数据获取

SSD的构建可以使用LC<sub>50</sub>（或EC<sub>50</sub>）或NOEC值等急性或慢性数据，本研究使用急性毒性数据构建SSD。利用美国环境保护署ECOTOX数据库（<http://www.epa.gov/ecotox/>）和相关文献，搜集DEHP对水生生物的毒理数据。根据Dubouding等<sup>[35]</sup>的研究，毒理数据筛选标准如表2。由于DEHP的毒性数据量较少，在分析时仅按照2种情况考虑：（1）全部物种不进行细分；（2）把全部物种细分为藻类（Algae）、无脊椎动物（Invertebrates）和脊椎动物（Vertebrates）3类；其

表2 毒理数据筛选标准<sup>[35]</sup>

Table 2 Criteria for selecting toxicity data

数据类别	暴露终点	暴露时间/d	浓度单位	浓度类型	介质	实验地点
急性	LC <sub>50</sub> (所有物种)及 EC <sub>50</sub> (藻类和水蚤)	≤10	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	总浓度或溶解态	淡水	实验室

表1 国内外水体中 DEHP 质量浓度比较

Table 1 Concentration of DEHP in different water body  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

区域	范围	均值	文献
北京公园水体	ND~32	7.80	[18]
第二松花江	ND~1752.65	370.02	[19]
黄河兰州段	1.04~109.93	37.12	[20]
黄河中下游支流	0.347~24	12.10	[21]
黄河中下游干流	3.912~31.8	17.10	[21]
长江重庆段	0.26~34.19	3.33	[22]
三峡库区	0.661~2.47	1.78	[23]
海河流域	3.54~101.2	21.72	[24]
长江武汉段	0.011~54.73	14.67	[25]
浙江饮用水河流	0.61~9.15	3.14	[26]
浙江湖库	0.61~9.15	1.57	[26]
南京玄武湖	481.45~1299.54	731.1	[27]
意大利 Velino River	ND~6.4		[28]
德国 Berlin	0.33~97.8	2.27	[29]
爱尔兰地表水	0.9~5.0	3.2	[30]
南非 Elizabeth Harbor	2.1~2306.8		[31]
西班牙 Ehro River	0.7		[32]
英国 Trent River	0.74~18.0		[33]
马来西亚 Klang River	3.1~64.3		[34]

中全部物种包含藻类、无脊椎动物和脊椎动物，无脊椎动物中包含甲壳类、昆虫和蜘蛛类、软体动物、蠕虫以及其他无脊椎动物类等，脊椎动物中包含鱼类和两栖动物，不再对脊椎动物和无脊椎动物进行细分类别。获得DEHP的数据量、毒性数据范围及包含物种数如表3。

表3 DEHP的毒理数据量(LC<sub>50</sub>或EC<sub>50</sub>)

Table 3 Statistics of toxicity data (LC<sub>50</sub> or EC<sub>50</sub>) of DEHP

类别	藻类	无脊椎动物	脊椎动物	总计
样本量	9	40	72	121
最小值	100	109	160	100
最大值	31000000	1000000	1106200	31000000
几何均值	5555.15	5230.34	15210.71	8632.92

### 1.4 SSD拟合

将毒理数据（浓度值）进行对数变换，然后利用参数方法或非参数方法进行拟合，就可以得到SSD曲线。参数拟合形式主要有波尔III模型（Burr Type III）、逻辑斯蒂累积密度模型（Logistic CDF）、对数正态累积密度模型（Lognormal CDF）、韦布尔累积密度模型（Weibull CDF）、蒙特卡罗模型（Monte Carlo）、高斯模型（Gaussian）、龚珀兹模型（Gompertz）、指数增长模型（Exponential Growth）

和S型模型(Sigmoid)等<sup>[10]</sup>。目前,还没有理论研究证明SSD属于某一特定曲线形式,因此可选择不同的拟合方法<sup>[11]</sup>。本研究尝试多种模型拟合后,最终认为采用BurrIII型分布作为SSD的拟合曲线拟合效果比较好。

BurrIII型分布是一种灵活的分布函数,对物种敏感性数据拟合特性较好,在澳大利亚和新西兰的环境风险评价和环境质量标准制定中被推荐使用<sup>[12]</sup>。BurrIII型函数的参数方程为:

$$F(x) = \frac{1}{[1+(b/x)^c]^k} \quad (1)$$

式中: $x$ 为环境质量浓度,  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $b$ 、 $c$ 、 $k$ 为函数的3个参数(下同)。

### 1.5 数据处理

本研究将从生态系统的不同层次研究DEHP污染对淡水生物种内、种间以及整个群落的影响。对于同一物种有多个数据的情况,采用其所有浓度数据的几何均值。

SSD对于毒理数据数量的最小要求没有统一的规定,OECD于1992年以及澳大利亚于2000年发表的水质标准中推荐的最小数量为5个<sup>[12]</sup>。本研究采用Bootstrap非参数方法对小样本进行统计模拟,从而获得未知分布和未知参数的统计估计<sup>[36]</sup>。

### 1.6 HC<sub>5</sub>和PAF计算

在SSD拟合曲线上对应5%累积概率的污染物质量浓度为HC<sub>5</sub>。应用BurrIII分布计算HC( $q$ )的公式为:

$$\text{HC}(q) = \frac{b}{[(1/q)^{1/k} - 1]^{1/c}} \quad (2)$$

PAF表示环境浓度超过生物毒理终点值的物种比例,即给定的污染物浓度在SSD曲线上对应的累积概率。BurrIII分布计算PAF的公式为:

$$\text{PAF}(x) = \frac{1}{[1+(b/x)^c]^k} \quad (3)$$

## 2 结果与分析

### 2.1 参数计算结果

表4是使用BurrIII分布模型计算得到SSD曲线的拟合参数结果。从表4可知,BurrIII分布模型拟合度,除了藻类为0.96之外,其余均大于0.99,拟合效果较好。

### 2.2 不同物种对DEHP的敏感性

不同物种对DEHP的耐受范围和HC<sub>5</sub>如表5。从图1和表5可以看出,不同物种的耐受范围存在差异。从小到大依次为无脊椎动物<脊椎动物<藻类,这可

表4 不同物种对DEHP的急性物种敏感度分布拟合结果

Table 4 The results of DEHP's acute species sensitivity distribution models

淡水生物	$b$	$c$	$k$	$R^2$
藻类	0.0632	0.341	28.7271	0.9697
无脊椎动物	4747.0972	2.8827	1.1536	0.9995
脊椎动物	15041.5964	2.948	0.9834	0.9995
全部物种	7222.0799	3.5756	1.6226	0.9996

表5 不同物种对DEHP的耐受范围和HC<sub>5</sub>值

Table 5 Tolerance range and HC<sub>5</sub> values of DEHP to different species

类别	藻类	无脊椎动物	脊椎动物	全部物种
最低浓度	100	109	160	100
最高浓度	31000000	1000000	1106200	31000000
耐受范围	30999900	999891	1106040	30999900
几何均值	5555.15	5230.34	15210.71	8632.92
HC <sub>5</sub>	41.01	1980.90	5441.17	4521.46

能与各物种的组别多样性有关,同时还与生物体内的脂肪含量相关。不同的耐受范围可间接看出该物种抵抗DEHP污染的能力,耐受范围越大,表示随着浓度增加,风险增大的趋势较缓慢。DEHP对不同物种的HC<sub>5</sub>从小到大依次为藻类<无脊椎动物<脊椎动物,其HC<sub>5</sub>值分别为41.01、1980.90、5441.17  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 其中藻类最敏感。HC<sub>5</sub>是该物种存在生态风险的阈值,HC<sub>5</sub>越小,也是保护该物种95%的生物组别的DEHP浓度水平越低,说明DEHP对该物种的生态风险越大。

从研究的数据上看,藻类、无脊椎动物、脊椎动物3类物种的几何均值分别为5555.15、5230.34、15210.71。尽管从总体上看,DEHP保护95%水生生物系统生物安全的HC<sub>5</sub>为4521.46  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,但对于DEHP而言,虽然藻类在淡水生态系统中毒性耐受范围较宽,但总体毒性水平较低。由于藻类是淡水生态系统中不可或缺的生物要素,并且DEHP具有脂溶性,经食物链逐级传递,极易造成整个淡水生态系统的生态风险和人体健康风险。

### 2.3 中国不同区域DEHP的水生生态风险评估

根据北京公园水体、第二松花江、黄河兰州段、黄河中下游支流、黄河中下游干流、长江重庆段、三峡库区、海河流域、长江武汉段、浙江饮用水河流、浙江湖库、南京玄武湖等不同地区DEHP的平均质量浓度监测值<sup>[18-27]</sup>与我国地表水环境质量标准(GB 3838—2002)中集中式生活饮用水地表水源地特定项目标准限值规定DEHP限值为8  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 相比,则黄河中下游支流、长江武汉段、黄河中下游干流、海河流域、黄河兰州段、第二松花江、南京玄武湖等水域超标约0.5~90倍之间,分别超标0.5、

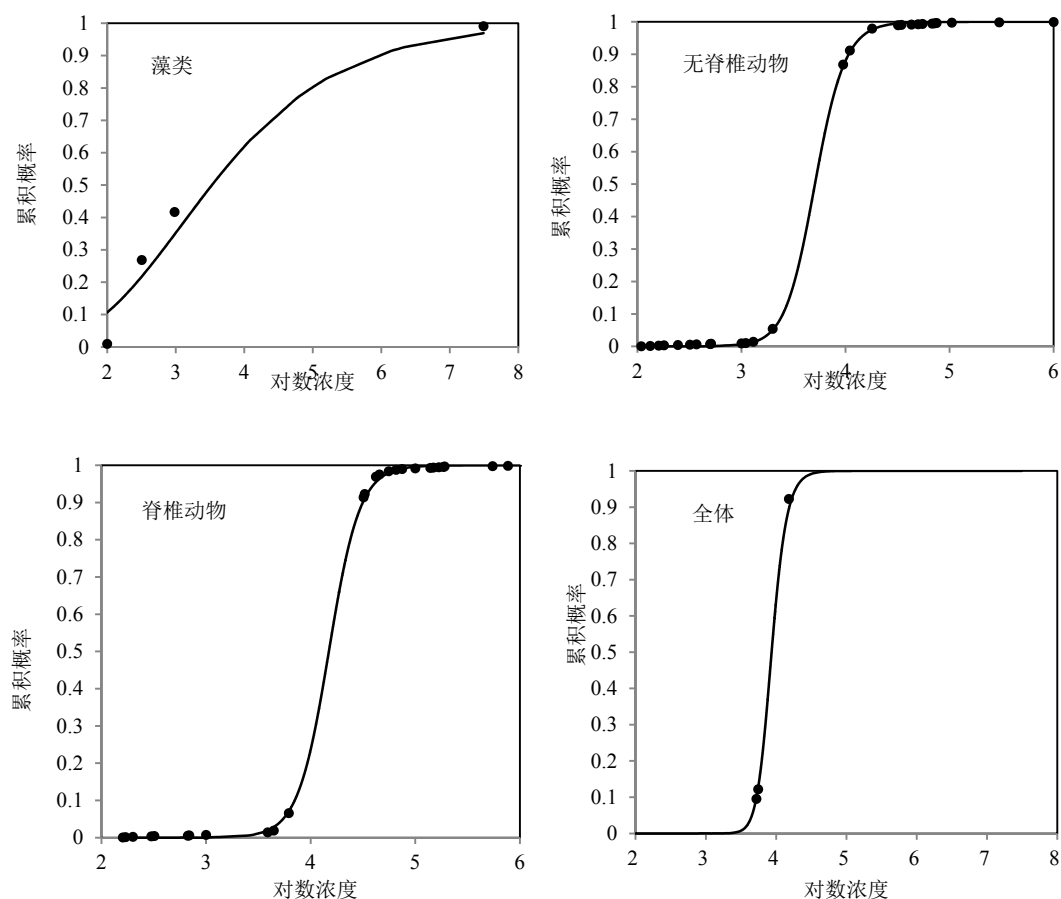


图1 不同物种对DEHP的SSD曲线  
Fig.1 SSD curves of DEHP to different species

0.8、1.1、1.7、3.6、45.3、90.4倍，但第二松花江水域已检测出的DEHP最大质量浓度值超标达218倍。然而，我国目前尚未公开过污染物的水生态基准值，现有的地表水质标准并未明确规定保护对象，如水生态系统（aquatic ecosystem）、人体健康（human health）等，所以DEHP对我国水生生态系统的生态风险有待进一步评估。

本文根据上述拟合的SDD分布模型，对我国不同地区水体进行水生生态风险评估。尽管收集到的DEHP对水生生物的生态毒性参数并非全部为本土生物，但多数为代表性物种，因此这些资料可用于对本案例的初步估评。利用公式（3）计算了我国不同地区水体中和5种假设情形的不同DEHP暴露浓度下的PAF值，如表6。表6显示了不同浓度值得出的PAF值的大小，反映不同类别生物的伤害程度。从表6可知，在质量浓度为1 000  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下，全部物种的PAF值几乎为0；在质量浓度为1 000  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，藻类和无脊椎动物的PAF值分别为35.23%和0.56%，生态风险逐步显露；在质量浓度为10 000  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，藻类、无脊椎动物、脊椎动物的PAF值分别为61.85%、88.04%和22.65%，由于藻类和无脊椎

表6 DEHP在不同暴露浓度下的PAF预测值  
Table 6 Predicted PAF values under various DEHP concentrations

情景	$\rho/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	藻类	无脊椎动物	脊椎动物	全部物种
情景 1	1	0.0001	0.0000	0.0000	0.0000
情景 2	10	0.0091	0.0000	0.0000	0.0000
情景 3	100	0.1064	0.0000	0.0000	0.0000
情景 4	1000	0.3523	0.0056	0.0004	0.0000
情景 5	10000	0.6185	0.8804	0.2365	0.6434
浙江湖库	1.57	0.0003	0.0000	0.0000	0.0000
三峡库区	1.78	0.0003	0.0000	0.0000	0.0000
浙江饮用水河流	3.14	0.0012	0.0000	0.0000	0.0000
长江重庆段	3.33	0.0013	0.0000	0.0000	0.0000
北京公园水体	7.8	0.0062	0.0000	0.0000	0.0000
黄河中下游支流	12.1	0.0119	0.0000	0.0000	0.0000
长江武汉段	14.67	0.0155	0.0000	0.0000	0.0000
黄河中下游干流	17.1	0.0189	0.0000	0.0000	0.0000
海河流域	21.72	0.0253	0.0000	0.0000	0.0000
黄河兰州段	37.12	0.0453	0.0000	0.0000	0.0000
第二松花江	370.02	0.2337	0.0002	0.0000	0.0000
南京玄武湖	731.1	0.3139	0.0020	0.0002	0.0000
监测最大值	1752	0.4213	0.0341	0.0020	0.0003

动物占全部物种的绝大多数,因此全部物种的PAF值达到了64.34%。

从SDD分布模型分析水生生态风险的结果来看,DEHP对中国各地区的水体的水生生态风险总体上影响不大。浙江湖库、三峡库区、浙江饮用水河流、长江重庆段、北京公园水体、黄河中下游支流、长江武汉段、黄河中下游干流、海河流域、黄河兰州段DEHP对大部分物种没有影响,对藻类有影响均低于5%。第二松花江和南京玄武湖中DEHP对藻类的影响比较明显,PAF值分别为23.37%和31.39%;对无脊椎和脊椎动物的影响微弱。第二松花江水体中DEHP监测浓度最大值计算PAF结果看:该浓度的DEHP对藻类的影响相对比较大,其PAF值为42.13%;无脊椎的影响其次,PAF值分别为3.41%;脊椎动物的影响微弱。从以上综合分析表明,我国部分河流或湖库水域中DEHP的对水生生物的风险主要是藻类、无脊椎和脊椎动物的影响非常小。

### 3 结论

本文采用物种敏感度分布曲线法计算了DEHP污染对淡水生物的生态风险阈值,得出DEHP对淡水生物系统的 $HC_5$ 为 $4\ 521.46\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,同时对我国不同河流和湖库水体中DEHP的生态风险进行评估,评估结果表明,大部分水域中水生生态风险无影响,第二松花江和南京玄武湖等部分水体中藻类的生态风险比较明显。

本文的研究区域多为我国重要的饮用水源地,开展SSD评价水生生态风险非常有意义,但本文仅以DEHP为研究对象,直接搜集国外毒理数据库数据,加上水体中可能存在的毒害化学品类型众多且我国区域生态系统差异大,所以可能会影响客观反映水生生物的生态风险。因此,亟需全面开展多种毒害化学品及其联合毒性作用对能代表本地特色物种的生态毒理研究和水生生物风险调查研究,以便为水生生态风险评价和管理提供技术支持。

### 参考文献:

[1] BABICH M A, CHEN S B, GREENE M A, et al. Risk assessment of oral exposure to diisononyl phthalate from children's products [J]. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 2004, 40: 151-167.

[2] MCKEE R H, BUTALA J H, DAVID R M, et al. NTP center for the evaluation of risks to human reproduction reports on phthalates, addressing the data gaps [J]. *Reproductive Toxicology*, 2004, 18: 1-22.

[3] SINGH S, LI S S. Phthalates: toxicogenomics and inferred human diseases [J]. *Genomics*, 2011, 97: 148-157.

[4] SINGH S, LI S S. Bisphenol A and phthalates exhibit similar toxicogenomics and health effects [J]. *Gene*, 2012, 494: 85-91.

[5] US Environmental Protection Agency. EPA-440/5-80-067 Ambient water quality criteria for phthalate esters [S]. Cincinnati OH, USA: USEPA, 1980

[6] Koch H M, Preuss R, Angerer J. Di (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP): human metabolism and internal exposure—an update and latest results [J]. *International Journal of Andrology*, 2006, 26(1): 155-165.

[7] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. GB 3838—2002. 地表水环境质量标准[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002. Ministry of Environmental Protection of The People's Republic of China, General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of The People's Republic of China. GB 3838—2002. Environmental Quality Standards for Surface Water [S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.

[8] 胡习邦, 许振成, 王俊能, 等. 环境多介质中PCDD/Fs人群健康风险评估: 以珠江三角洲为例[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(2): 311-316. HU Xibang, XU Zhencheng, WANG Junneng, et al. Human health potential impacts of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans pollution in Pearl River Delta [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(2): 311-316.

[9] RAIMONDO S, VIVIAN D N, DELOS C, et al. Protectiveness of species sensitivity distribution hazard concentration for acute toxicity used in endangered species risk assessment [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2008, 27(12): 2599-2607.

[10] JENSEN J, SMITH S R, KROGH P H, et al. European risk assessment of LAS in agricultural soil revisited: species sensitivity distribution and risk estimates [J]. *Chemosphere*, 2007, 69(6): 880-892.

[11] 吴丰昌, 孟伟, 曹宇静, 等. 镉的淡水水生生物水质基准研究[J]. *环境科学研究*, 2011, 24(2): 172-184. WU Fengchang, MENG Wei, CAO Yujing, et al. Derivation of aquatic life water quality criteria for Cadmium in freshwater in China [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(2): 172-184.

[12] HOSE G C, VAN DEN BRINK P J. Confirming the species-sensitivity distribution concept for endosulfan using laboratory, mesocosm and field data [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2004, 47(4): 511-520.

[13] KOOLJMAN S. A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species [J]. *Water Research*, 1987, 21(3): 269-276.

[14] HUNT J, BIRCH G, WARNE M S. Site-specific probabilistic ecological risk assessment of a volatile chlorinated hydrocarbon contaminated tidal estuary [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010, 29(5): 1172-1181.

[15] POSTHUMA L, SUTERII G W, TRAAS T P. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton: Lewis Publisher, 2002.

[16] WHEELER J R, GRIST E P M, LEUNG K M Y, et al. Species sensitivity distributions: data and model choice [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, 45: 192-202.

[17] STRAALLEN VAN N M. Threshold models for species sensitivity distributions applied to aquatic risk assessment for zinc [J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2002, 11(3/4): 167-172.

[18] 钟巍盛, 陈莎, 曹莹, 等. 北京公园水体中邻苯二甲酸酯类物质的测定及其分布特征[J]. *中国环境监测*, 2010, 26(3): 60-64. ZHONG Yisheng, CHEN Sha, CAO Ying, et al. The determination and distribution characteristics of phthalate esters in Beijing park lakes [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2010, 26(3): 60-64.

[19] 陆继龙, 郝立波, 王春珍, 等. 第二松花江中下游水体邻苯二甲酸酯分布特征[J]. *环境科学与技术*, 2007, 30(12): 35-38. LU Jilong, HAO Libo, WANG Chunzhen, et al. Distribution characteristics of phthalic acid esters in middle and lower reaches of No.2 Songhua River [J]. *Environmental Science and Technology*, 2007, 30(12): 35-38.

[20] 牛静萍, 刘亚平, 阮焯, 等. 黄河兰州段环境激素的污染水平[J]. *环境与健康杂志*, 2006, 23(6): 527-529. NIU Jingping, LIU Yaping, RUAN Ye, et al. Investigation of environmental hormone level in Lanzhou reach of Yellow River [J]. *Journal of Environmental Health*, 2006, 23(6): 527-529.

[21] 沙玉娟, 夏星辉, 肖翔群, 等. 黄河中下游水体中邻苯二甲酸酯的

- 分布特征[J]. 中国环境科学, 2006, 26(1): 120-124.
- SHA Yujuan, XIA Xinghui, XIAO Xiangqun. Distribution characters of phthalic acid ester in the waters middle and lower reaches of the Yellow River[J]. China Environmental Science, 2006, 26(1): 120-124.
- [22] 罗固源, 杜娟, 许晓毅, 等. 邻苯二甲酸酯在长江重庆段水体的概率风险分析[J]. 长江流域资源与环境, 2011, 20(1): 79-83.
- LUO Guyuan, DU Xian, XU Xiaoyi, et al. Probabilistic risk analysis for phthalate acid esters of water body in Chongqing section of the Yangtze River [J]. Resources and Environment in The Yangtze Basin, 2011, 20(1): 79-83.
- [23] 许川, 舒为群, 罗财红, 等. 三峡库区水环境多环芳烃和邻苯二甲酸酯类有机污染物健康风险评估[J]. 环境科学研究, 2007, 20(5): 57-60.
- XU Chuan, SHU Weiqun, LUO Caihong, et al. Water environmental health risk assessment of PAHs and PAEs in the Three Gorges Reservoir. Research of Environmental Sciences, 2007, 20(5): 57-60.
- [24] 迟杰, 郑岩. 酞酸酯在黄河干流水体和菹草中的分布[J]. 环境科学, 2009, 30(11): 3283-3287.
- CHI Jie, ZHENG Yan. Distribution of phthalate acid esters in waters and Potamogeton Crispus L. from the mainstream of Haihe River [J]. Environmental Science, 2009, 30(11): 3283-3287.
- [25] 王凡, 沙玉娟, 夏星辉, 等. 长江武汉段水体邻苯二甲酸酯分布特征研究[J]. 环境科学, 2008, 29(5): 1163-1169.
- WANG Fan, SHA Yujuan, XIA Xinghui, et al. Distribution characteristics of phthalic acid esters in the Wuhan Section of the Yangtze River [J]. Environmental Science, 2008, 29(5): 1163-1169.
- [26] 王静, 刘铮铮, 许行义, 等. 浙江省饮用水源有毒有机物污染特征及健康风险研究[J]. 环境污染与防治, 2010, 32(7): 29-33.
- WANG Jing, LIU Zhengzheng, XU Xingyi, et al. Study on pollution pattern and health risk of organic toxicants in Zhejiang source water [J]. Environmental Pollution and Protection, 2010, 32(7): 29-33.
- [27] 申艳艳, 许茜, 殷雪球, 等. 玄武湖中邻苯二甲酸酯的测定及分布特征[J]. 东南大学学报: 自然科学版, 2010, 40(6): 1337-1341.
- SHEN Yanyan, XU Qian, YIN Xueyan, et al. Determination and distribution features of phthalate esters in Xuanwu Lake [J]. Journal of Southeast University: Natural Science Edition, 2010, 40(6): 1337-1341.
- [28] VITALI M, GUIDOTTI M, MACILENTI G, et al. Phthalate esters in freshwaters as markers of contamination sources: a site study in Italy [J]. Environment International, 1997, 23(3): 337-347.
- [29] FROMME H K, CHLER T, OTTO T, et al. Occurrence of phthalates and Bisphenol A and F in the environment [J]. Water Research, 2002, 36(6): 1429-1438.
- [30] DICK V A, JOOST L, MARCA S S, et al. An integrated assessment of estrogenic contamination and biological effects in the aquatic environment of The Netherlands[J]. Chemosphere, 2005, 59 (4): 511-524.
- [31] FATOKI O S, NOMA A. Solid phase extraction method for selective determination of phthalate esters in the aquatic environment [J]. Water, Air and Soil Pollution, 2002, 140: 85-98.
- [32] PEALVER A, POCURULL E, BORRULL F, et al. Determination of phthalate esters in water samples by solid-phase microextraction and gas chromatography with mass spectrometric detection [J]. Journal of Chromatography A, 2000, 872: 191-201.
- [33] LONG J L A, HOUSE W A, PARKER A, et al. Micro-organic compounds associated with sediments in the Humber rivers [J]. Science of the Total Environment, 1998(210/211): 229-2531.
- [34] TAN G H. Residue levels of phthalate esters in water and sediment samples from the Klang River basin [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1995, 54: 171-176.
- [35] DUBOUDIN C, CIFFROY P, MAGAUD H. Acute-to-chronic species sensitivity distribution extrapolation [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2004, 23(7): 1774-1785.
- [36] 孔丹莉, 丁元林. 非参数bootstrap方法及其应用[J]. 数理医药学杂志, 2006, 19(3): 232-233.
- KONG Danli, DING Yuanlin. Non-parametric bootstrap method for validation stabilities of parameters of statistical model [J]. Journal of Mathematical Medicine, 2006, 19(3): 232-233.

## Assessing aquatic ecological risk of DEHP by species sensitivity distributions

HU Xibang<sup>1,2</sup>, WANG Junneng<sup>1,2</sup>, XU Zhencheng<sup>1\*</sup>, ZHANG Xiuyu<sup>1</sup>

1. South China Institute of Environmental Sciences, MEP, Guangzhou, Guangdong 510655, China;

2. Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou, Guangdong 510640, China

**Abstract:** Species sensitivity distributions (SSD) method was used to assess the ecological risk of DEHP to freshwater organisms. The hazardous concentration for 5% of the species (HC<sub>5</sub>) was calculated, and the distinguished character of hazardous concentrations of DEHP to different species was analyzed. The acute ecological risks of the DEHP and the sensitivity of different freshwater species were assessed in the different surface water body in China. The results showed that different organisms have different tolerance range of DEHP. That was in the order of vertebrates < invertebrates < algae. It may be associated with species biodiversity. The wider tolerance range of DEHP for organisms indicated that the increasing trend of ecological risk would slow down when the DEHP's concentration increased. The HC<sub>5</sub> to all the species from low to high was in the order of algae < invertebrates < vertebrates. The lower HC<sub>5</sub> is, the higher ecological risk of DEHP to species is. Algae was the most sensitive specie among all the freshwater species with the HC<sub>5</sub> of 41.01 μg·L<sup>-1</sup>. Meanwhile, the HC<sub>5</sub> to all of the freshwater species came up to 4 521.46 μg·L<sup>-1</sup>. The value of PAF reflected the damage degree. When the concentration of DEHP was less than 1 000 μg·L<sup>-1</sup>, the value of PAF was proximity to zero. When met 1 000 μg·L<sup>-1</sup>, algae and invertebrates began to be affected. When came up to 10 000 μg·L<sup>-1</sup>, it would also impact 61.85% of vertebrates and 64.34% of all freshwater species, respectively. There was very low aquatic ecological risk (PAF was close to 0) by using SSD to assess the acute ecological risk assessment of DEHP from several surface water body in China.

**Key words:** MEHP pollution; aquatic ecological risks; species sensitivity distributions (SSD); surface water body