

重金属对淡水生物生态风险的物种敏感性分布评估

孔祥臻,何伟,秦宁,何玘霜,王雁,欧阳慧灵,徐福留* (北京大学城市与环境学院,地表过程分析与模拟教育部重点实验室,北京 100871)

摘要: 应用生态风险评价中的物种敏感性分布(SSD)方法构建了6种常见重金属元素(Cd,Cu,Hg,Pb,Zn和Mn)对淡水生物的SSD曲线.在此基础上,计算了6种重金属对不同生物的5%危害浓度(HC5)及其不同暴露浓度对生物的潜在影响比例(PAF),比较了脊椎动物和无脊椎动物(包括鱼类,甲壳类等)对6种重金属的敏感性以及不同重金属的急性生态风险(简称生态风险),并且评价了3个典型水体中常见重金属的联合生态风险.结果表明,6种重金属元素的HC5值的大小顺序为Cu<Cd<Hg<Zn<Pb<Mn.浓度小于10 μ g/L时,Cu,Hg和Cd的生态风险差异不大.在10 μ g/L的暴露浓度下,Cu、Hg和Cd均使全部物种中超过5%受到影响.随着浓度升高,Hg和Cu的生态风险迅速增大并超过Cd.当浓度达到1000 μ g/L,分别有88.31%和86.32%的物种会受到Hg和Cu的损害.Zn在浓度为10 μ g/L时生态风险接近于Cd,随着浓度升高其生态风险要低于Cd.Pb和Mn的生态风险相对较小.当重金属元素的浓度在不同的范围时,不同生物的敏感性大小顺序会发生变化.Hg对脊椎动物和鱼类以及Cu对无脊椎动物和甲壳类的生态风险较大.典型水体重金属生态风险的评估结果表明,黄河口的重金属联合生态风险明显高于长江铜陵段和杭州西湖.

关键词: 重金属元素; 淡水生物; 生态风险; 物种敏感性分布

中图分类号: X171.5 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2011)09-1555-08

Assessing acute ecological risks of heavy metals to freshwater organisms by species sensitivity distributions. KONG Xiang-zhen, HE Wei, QIN Ning, HE Qi-shuang, WANG Yan, OUYANG Hui-ling, XU Fu-liu* (Key laboratory for Earth Surface Process, Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China). *China Environmental Science*, 2011,31(9): 1555~1562

Abstract: Species sensitivity distributions (SSD) method was used to assess the ecological risk of six heavy metals (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn and Mn) to freshwater organisms. The acute toxicity data (LC₅₀ or EC₅₀) were collected from ECOTOX database and SSD curves were fitted based on BurrIII function. The acute ecological risks of the heavy metals and the sensitivity of different freshwater species (vertebrate and invertebrate) to these heavy metals were compared by the hazardous concentrations for 5% of the species (HC5) and the potential affected fractions (PAF). The the HC5 values of the six heavy metals were in the order: Cu<Cd<Hg<Zn<Pb<Mn. When exposure concentration was lower than 10 μ g/L, no significant differences in the ecological risks of Cu, Hg and Cd was observed. However, Cu, Hg and Cd exceeded the threshold of 5% (PAF) at the exposure level of 10 μ g/L. The ecological risks of Cu and Hg increased rapidly and exceeded that of Cd as the exposure concentration increased. When came up to 1000 μ g/L, 88.31% and 86.32% of freshwater species would be affected by Hg and Cu, respectively. The ecological risk of Zn was close to Cd at exposure concentration of 10 μ g/L and became smaller with higher concentration, while the risk of Pb and Mn were relatively low. The order of sensitivity to freshwater organisms varied with different concentration of heavy metals. High ecological risks were observed when vertebrates (and fish) were exposure to Hg and invertebrates (and crustaceans) were exposure to Cu. The case studies showed that the ecological risk of heavy metals in the Yellow River Estuary was significantly higher than that in the Tongling section of the Yangtze River and that in the West Lake in Hangzhou.

Key words: heavy metals; freshwater organisms; ecological risks; species sensitivity distributions (SSD)

收稿日期: 2011-01-13

基金项目: 国家“973”项目(2007CB407304);国家杰出青年基金项目(40725004);国家水专项(2008ZX07103-005-01);国家自然科学基金资助项目(41030529);环境保护部公益项目(20100932);教育部博士点基金项目(20100001110035)

* 责任作者, 教授, xufli@urban.pku.edu.cn

生态风险评价(ERA)主要是用来评估一种或多种环境压力下可能形成或正在形成某种不利生态效应的可能性^[1],即用来预测污染物对生态系统的有害影响^[2].物种敏感性分布(SSD)是1978年由美国EPA提出用于制定水质基准的方法,现在已经被广泛应用于生态风险评价领域^[3].SSD摒弃了以往单一物种,单一污染物的模式,而是通过选择某个概率分布并拟合SSD曲线的方法,描述某一种污染物对一系列物种的毒性.这一物种系列可以是某一类生物的序列,一部分选定物种的组合或者一个自然群落.因此,SSD是从生态系统的角度分析不同污染物对不同物种的危害程度,进而对生态风险进行评估^[4].

SSD有正向与反向两种用法^[5].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(PAF),用以表征生态系统或者不同类别生物的生态风险;而反向方法通过计算HC5(对研究物种的5%产生危害的污染物浓度值)来制定环境质量基准^[5].

重金属是毒性强且有累积性的污染物.我国水体重金属污染十分普遍,如对我国的长江铜陵段,杭州西湖和黄河口等地的研究中,发现这些水域均受到不同程度的重金属污染^[6-9].另外,水生生物对重金属有明显的累积效应^[10].鉴于以上情况,本研究通过构建6种常见重金属元素(Cd,Cu,Hg,Pb,Zn和Mn)的SSD曲线,针对不同生物类别计算HC5值,在不同污染物浓度情况下评估不同生物类别的PAF,并利用SSD曲线分析比较不同重金属对于不同生物类别的毒性差异,以期为我国在重金属污染物生态风险评价方面的研究提供参考.

1 材料与方法

1.1 SSD原理与基本步骤

SSD的基本假设是,一组生物的敏感性(LC50等)可以被一个带有参数的分布公式来描述,如正态分布,逻辑斯蒂分布等.可用的生态毒理学数据可以被看作是生态系统敏感性分布的一个样本,用来对SSD分布参数进行估计^[11].将不同生物的毒理学数据(NOEC或LC50等)的浓度

值($\mu\text{g/L}$)对这组数据以大小排列的分位数做图,并选用一个分布对这些点进行参数拟合,就得到SSD曲线^[12],如图1所示.

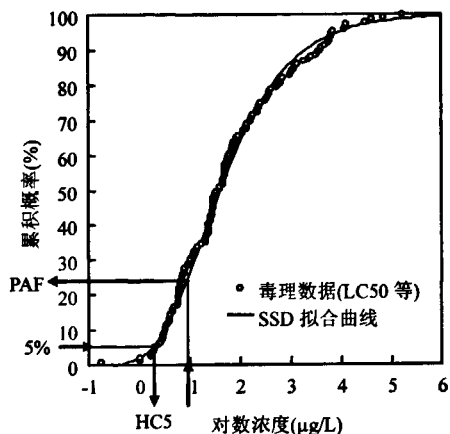


图1 SSD曲线及其应用(仿 Posthuma, 2002)

Fig.1 A typical SSD curve and its applications

SSD的构建和应用主要有如下几个步骤:1)毒理学数据获取;2)物种分组和数据处理;3)SSD曲线拟合;4)HC5和PAF计算;5)多种污染物联合生态风险msPAF(multisubstance PAF)计算^[12-13].

1.2 毒理学数据的获取

SSD的构建可以使用LC50(或EC50)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/>),搜集重金属对水生生物的毒理学数据.根据Dubouding等^[14]的研究,毒理学数据筛选标准见表1.各重金属获得数据量及包含物种数见表2.

1.3 物种分组和数据获取

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平均数.为了从生态系统的不同层次研究,将物种按照以下3种情况分类处理:1)不对物种进行分类,整体分析不同重金属对所有物种的影响;2)将所有物种分为脊椎动物和无脊椎动物进行分析;3)将物种按其生物组别(如鱼类,甲壳类等)进行分析.所有物种包括脊椎动物和无脊椎动物;脊椎动物包括鱼类和两栖动物,无脊椎动物包含甲壳类,昆虫和蜘蛛类,软体动物,蠕虫以及其他无脊椎动物类等;两栖类,昆虫和蜘

蛛类,蠕虫类,其他无脊椎动物数据量太小(物种数小于 10),无法对其详细分析.

表 1 毒理数据筛选标准^[14]

Table 1 Criteria for selecting toxicity data

数据类别	暴露终点	暴露时间	浓度单位	浓度类型	介质	实验地点
急性	LC50(所有物种)及 EC50(藻类和水蚤)	<10d	µg/L	总浓度或溶解态	淡水	实验室

表 2 6 种重金属的数据(LC₅₀ 或 EC₅₀)(µg/L)

Table 2 Toxicity data (LC50 or EC50) of the six heavy metals(µg/L)

类别	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Mn
藻类,真菌	115	31	2	3	12	8
鱼类	165	140	81	28	211	19
两栖动物	38	-	6	-	2	1
甲壳类	1002	67	7	24	132	41
昆虫,蜘蛛类	-	11	1	-	7	-
软体动物	-	62	5	6	24	3
蠕虫	-	40	1	16	25	20
其他无脊椎动物类	-	1	-	1	40	5
物种总数量	198	61	30	29	132	26
数据数量	1205	321	101	75	441	89

注:“-”表示未获得相应的毒理数据

1.4 SSD 拟合

将毒理数据浓度值作为 x 轴,将数据点进行参数拟合得到 SSD 曲线.拟合的形式如:Log-Normal,Log-logistic 或 Log-triangular 等.本文采用 BurrIII 型分布作为 SSD 的拟合曲线.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^[15].

1.5 HC5 和 PAF 的计算

BurrIII 型函数的参数方程为:

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

式中: b, c, k 为函数的 3 个参数;当 k 趋于无穷大时,BurrIII 分布可变化为 ReWeibull 分布.ReWeibull 型函数的参数方程为:

$$F(x) = \exp(-\alpha/x^\beta) \quad (2)$$

实际应用中如果 k 值大于 100 时,就可以重新应用 ReWeibull 分布函数进行拟合.澳大利亚联邦科学和工业研究组织 CSIRO 提供了该方法的说明以及相关的计算软件 BurrIIZO(版本

1.0.14)^[16].

在 SSD 拟合曲线上对应 5% 累积概率的污染物浓度为 HC5(图 1).应用 BurrIII 分布计算 HC5 的公式为:

$$HC(q) = \frac{b}{[(1/q)^{1/k} - 1]^{1/c}} \quad (3)$$

式中: q=0.05.PAF 表示环境浓度超过生物毒理终点值的物种比例(图 1),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:

$$PAF(x) = \frac{1}{[1+(b/x)^c]^k} \quad (4)$$

式中: x 为环境浓度, µg/L.

1.6 多种污染物的联合生态风险^[5]

SSD 曲线的一大优势就是可以用来计算多种污染物的复合影响.对于拥有相同毒理作用方式的污染物,采用浓度加和的方式,而对于不同毒理作用方式的污染物,则采用效应相加的方式.

1.6.1 浓度加和的计算方法 首先对某一种污染物,计算无量纲的 HU(hazard unit)值.将研究的各种物种所获得的毒理数据从小到大排序,1 个 HU 定义为超过 50% 的物种毒理数据浓度的环境浓度值,数值上等于该组毒理数据的几何均值.对每一个数据进行变换如式(5)所示:

$$HU_i = x_i / \bar{x}_i \quad (5)$$

HU_i 即毒理数据 x_i 对应的 HU 值. \bar{x}_i 为毒理数据 x_i 的几何均值,即 1 个 HU,此处可看做 HU 转换基数^[12].根据上面的式子,将不同污染物的毒理数据浓度值转换为对应的 HU 值.将这些 HU 值加和并取对数,然后代入 BurrIII 分布(或 ReWeibull 分布)求出相应的复合潜在影响比例(msPAF).

1.6.2 效应相加计算方法 假设 PAF₁, PAF₂, ..., PAF_n 为 n 种污染物各自产生的潜在影响比例,各

污染物的毒理作用方式不同,则复合潜在影响比例 msPAF 计算公式如式(6):

$$msPAF = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - PAF_i) \quad (6)$$

2 结果与讨论

2.1 参数计算结果

表 3 利用 BurrIIZO 计算得到 SSD 曲线参数结果

Table 3 SSD parameters calculated by BurrIIZO

淡水生物	Cd				Hg			
	拟合曲线	b	c	k	拟合曲线	b	c	k
全部物种	BurrIII	2107.032	0.883	0.552	BurrIII	78.391	0.900	1.290
脊椎动物	BurrIII	4842.309	0.953	0.738	BurrIII	113.938	1.401	1.116
无脊椎动物	-	-	-	-	ReWeibull	11.111(α)	0.546(β)	-
鱼类	BurrIII	5224.658	0.945	0.745	BurrIII	166.185	1.450	0.872
甲壳类	BurrIII	718.157	0.847	0.839	-	-	-	-
淡水生物	Cu				Pb			
	拟合曲线	b	c	k	拟合曲线	b	c	k
全部物种	BurrIII	111.852	0.866	1.053	BurrIII	45845.715	0.905	0.528
脊椎动物	-	-	-	-	-	-	-	-
无脊椎动物	BurrIII	15.601	0.619	2.331	BurrIII	5976.457	0.819	0.970
鱼类	BurrIII	93.679	1.648	2.389	BurrIII	495910.569	61.695	0.005
甲壳类	BurrIII	3.140	0.771	6.573	-	-	-	-
淡水生物	Zn				Mn			
	拟合曲线	b	c	k	拟合曲线	b	c	k
全部物种	BurrIII	1165.128	0.852	1.149	BurrIII	67371.941	1.024	0.455
脊椎动物	BurrIII	11168.352	1.519	0.314	-	-	-	-
无脊椎动物	BurrIII	795.022	0.849	1.387	BurrIII	88722.324	2.560	0.181
鱼类	BurrIII	10810.77	1.488	0.347	-	-	-	-
甲壳类	BurrIII	1209.228	1.144	0.809	-	-	-	-

注:“--”表示未给出拟合参数结果

2.2 不同重金属对生物的 HC5 值及比较

由表 4 可以看出不同重金属对全部物种的 HC5 值从小到大排序依次为:Cu<Cd<Hg<Zn<Pb<Mn,说明这 6 种重金属对淡水生物的生态风险依次降低.Mn 对全部物种的 HC5 值为 109.70μg/L,对生态系统的影响相对较小;Hg,Cu 和 Cd 的 HC5 值均小于 10μg/L,可见这 3 种重金属对水生生态系统的影响较大.同时,Hg 和 Cu 对淡水生物的 HC5 值均低于其他重金属,说明生物对 Hg 和 Cu 较为敏感,反映出较高的生态风险.

2.3 常见重金属不同暴露浓度下对不同生物的

表 3 是使用 BurrIIZO 计算得到 SSD 曲线的拟合参数结果,除了在 Hg 对无脊椎动物的拟合中使用了 ReWeibull 分布以外,其余的曲线拟合中都选用了 BurrIII 分布.为使本文的结论更加合理,Hg 对无脊椎动物的 SSD 曲线将不参与比较.部分由于数据缺失,未给出曲线拟合的参数结果,也不参与比较.

PAF 值

表 5 显示了各重金属在不同浓度下得出的对不同类别生物的 PAF 值,反映了他们对不同类别生物的危害程度.在 10μg/L 的浓度下,全部物种中约有 7.34%会受到 Cd 的损害,7.59%会受到 Hg 的损害,9.77%会受到 Cu 的损害,Pb,Zn 和 Mn 的 PAF 相对较小.在此浓度下,约 14.10%的无脊椎动物会受到 Cu 的危害,是受 Cu 危害较大的生物类别.4.69%的甲壳类受 Cd 的危害,10.48%的甲壳类受 Cu 的危害,说明其较易受到重金属污染的危害.在浓度达到 1000μg/L 时,88.31%和

86.32%的物种会分别受到 Hg 和 Cu 的损害,表明 Hg 和 Cu 对生物的危害程度最高.而 Cd 和 Zn 将对 55.24%和 41.63%的物种产生损害,毒性不可忽视. Pb 和 Mn 的 PAF 较小,分别为 15.82%和 13.94%,毒性相对最小.

表 4 6 种重金属对不同物种的 HC5 值($\mu\text{g/L}$)

Table 4 HC5 values of six heavy metals to different species ($\mu\text{g/L}$)

淡水生物	Cd	Hg	Cu	Pb	Zn	Mn
全部物种	4.53	6.66	4.50	87.11	59.88	109.70
脊椎动物	69.66	17.66	-	-	21.12	-
无脊椎动物	-	11.01	3.30	145.67	72.32	136.68
鱼类	75.81	15.89	53.66	82.06	32.85	-
甲壳类	10.98	-	6.40	-	48.64	-

注：“-”表示未获得相应的HC5数据

表 5 不同重金属暴露浓度下的 PAF 预测值(%)

Table 5 Predicted PAF values under various concentrations of the six heavy metals (%)

重金属	浓度 ($\mu\text{g/L}$)	全部物种	脊椎动物	无脊椎动物	鱼类	甲壳类
Cd	10	7.34	1.29	-	1.21	4.69
	100	21.84	6.41	-	6.05	21.31
	1000	55.24	28.44	-	27.07	62.35
Hg	10	7.59	2.14	4.25	2.82	-
	100	46.63	41.46	40.77	37.42	-
	1000	88.31	94.96	77.50	93.96	-
Cu	10	9.77	-	14.10	0.01	10.48
	100	45.73	-	52.67	21.64	64.34
	1000	86.32	-	84.28	95.33	92.60
Pb	10	1.78	-	0.62	2.42	-
	100	5.34	-	3.75	5.35	-
	1000	15.82	-	19.75	11.82	-
Zn	10	0.93	3.50	0.56	2.70	1.18
	100	7.89	10.51	6.97	8.89	9.50
	1000	41.63	31.32	43.47	28.93	52.00
Mn	10	1.64	-	1.49	-	-
	100	4.79	-	4.37	-	-
	1000	13.94	-	12.55	-	-

注：“-”表示未获得相应的PAF数据

2.4 不同种类生物对同种重金属的敏感性比较
由表 4 可知,对于 Cd 元素,甲壳类动物最为敏感,而鱼类的耐受性较好.无脊椎动物对 Hg 和

Cu 的敏感性最高,而脊椎动物对 Hg 的耐受性最好.鱼类对 Cu 的耐受性最好.Pb 和 Mn 对不同种类生物的毒性均相对较低,而 Zn 对脊椎动物的毒性强于无脊椎动物,鱼类和甲壳类对 Zn 的敏感程度在不同浓度下有所不同.

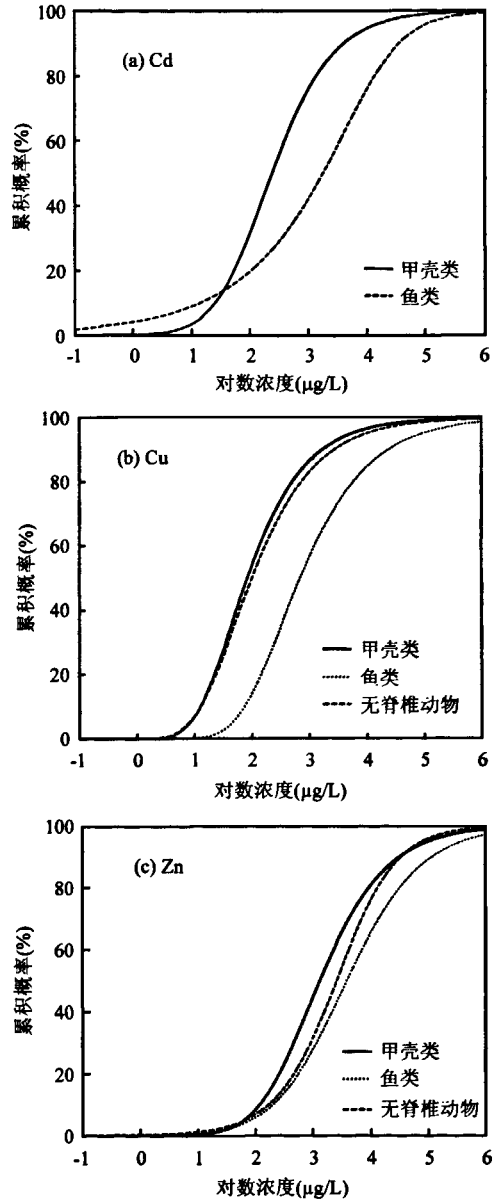


图 2 鱼类和甲壳类对 Cd 及鱼类,甲壳类和无脊椎动物对 Cu 和 Zn 的 SSD 曲线

Fig.2 SSD curves for fishes, crustaceans exposed to Cd and for fishes, crustaceans, invertebrates exposed to Cu and Zn

HC5 值只能用来比较低浓度时不同物种对各个重金属敏感性的不同,而利用 SSD 拟合曲线可以方便地比较不同重金属浓度下生物敏感性的差别.图 2(a)结果表明,在 Cd 的浓度较低时,鱼类的敏感性要更高,随着浓度升高,甲壳类生物对 Cd 的敏感性超过鱼类.由图 2(b)可见,甲壳类和无脊椎动物的对 Cu 的敏感性要明显大于鱼类,而甲壳类的敏感性要略大于无脊椎动物.由图 2(c)可见,Zn 的浓度在 10 $\mu\text{g/L}$ 时,鱼类的敏感性略高,其次是甲壳类,无脊椎动物的敏感性最低.随着浓度逐渐升高,甲壳类的敏感程度超过无脊椎动物和鱼类.由以上的讨论可以发现,重金属元素的浓度在不同的范围时,不同生物对其的敏感性大小顺序会发生变化.

2.5 不同种类重金属对同种生物的生态风险比较

由图 3(a)可见,Cd,Hg 和 Zn 的浓度低于 10 $\mu\text{g/L}$ 时,脊椎动物对这 3 种重金属敏感程度顺序为 Cd>Hg>Zn;随着浓度逐渐升高,受到 Hg 影响的生物比例迅速上升,Hg 对脊椎动物的毒性相对较大.而 Cd 对脊椎动物的毒性始终大于 Zn.由图 3(b)可以看出,Cu 是无脊椎动物最为敏感的重金属;并且浓度为 10 $\mu\text{g/L}$ 左右时,就有近 10%左右的无脊椎动物会受到影响.其他重金属对无脊椎动物的毒性从大到小依次为 Zn,Pb 和 Mn.

由图 4(a)可见,在浓度低于 10 $\mu\text{g/L}$ 时,Cd、Hg、Zn 和 Cu 对鱼类毒性不大;随着浓度升高,至 100 $\mu\text{g/L}$,Hg 和 Cu 对鱼类的毒性迅速升高并超过 Cd,而 Hg 的毒性要高于 Cu.Cd 对鱼类的毒性相对最低.由图 4(b)可见,Cd,Cu 和 Zn 这 3 种重金属中 Cu 对甲壳类生物的毒性要明显高于 Cd 和 Zn,在浓度为 10 $\mu\text{g/L}$ 时,Cu 即会使近 10%的甲壳类生物受到影响,同时随着浓度增加,受到 Cu 影响的生物比例增长最快,而 Cd 比 Zn 的毒性要强.

从图 5 可看出,当浓度小于 10 $\mu\text{g/L}$ 时,Cu,Hg 和 Cd 的生态风险差异不大.随着浓度升高,Hg 和 Cu 的生态风险迅速增大并超过 Cd.而 Hg 的生态风险始终最高.Zn 在低浓度时生态风险接近于

Cd,但是随着浓度升高,其生态风险要低于 Cd.Pb 和 Mn 的生态风险相对较小.

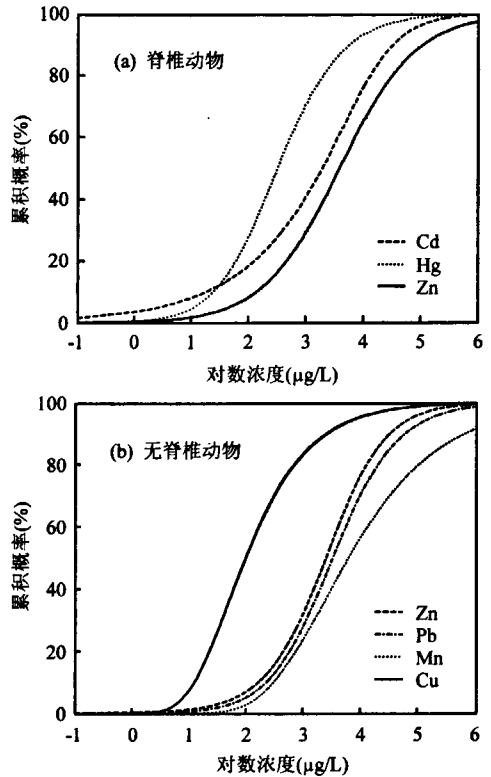


图 3 脊椎和无脊椎动物对不同重金属的 SSD 曲线
Fig.3 SSD curves for vertebrates and for invertebrates exposed to different heavy metals

2.6 典型水体不同常见重金属生态风险评估

表 6 给出了杭州西湖,长江铜陵段以及黄河口的部分重金属浓度^[6-8],杭州西湖的数据为入水,湖心和出水断面溶解态重金属的平均浓度,长江铜陵段的数据为 5 个段面丰水期溶解态重金属的平均浓度,黄河口的数据为丰水期水体表层溶解态重金属的平均浓度.利用 SSD 进行了生态风险分析,计算不同污染物的急性 PAF 和联合生态风险.由于 Cd,Zn 和 Cu 的毒理作用方式不相同,故采用效应相加的方式分别计算急性 msPAF.由表 6 可见,在急性条件下,杭州西湖水有 7.42%的生物受到影响,长江铜陵段仅有 4.75%的生物受到影响,而在黄河口有 39.17%的生物受到影响.结果显示,长江铜陵段和杭州西湖受到轻微污染,黄河口污染状况十分严重.

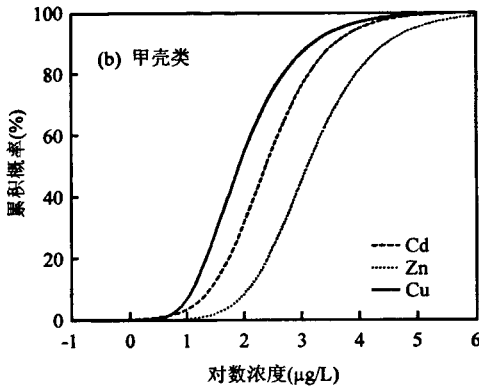
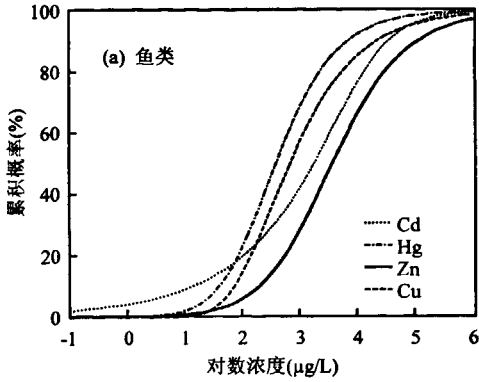


图4 鱼类和甲壳类生物对不同重金属的 SSD 曲线
Fig.4 SSD curves for fishes and crustaceans exposed to different heavy metals

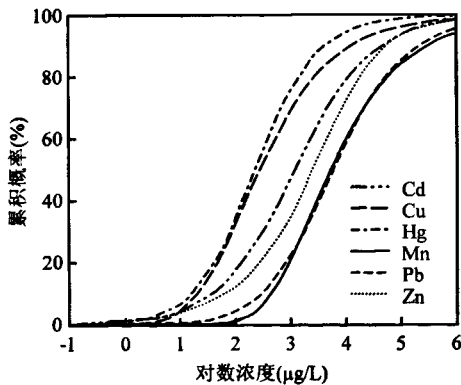


图5 各类重金属对所有生物的 SSD 曲线
Fig.5 SSD curves for all the species exposed to the six heavy metals

6 种重金属对各个典型水体中不同物种的 PAF 如表 7 所示,结果表明大部分重金属的 PAF 都比较小,在黄河口 Zn, Cu, Pb 的污染比较严重,均高于其他水体。

表 6 案例水体重金属的联合生态风险

Table 6 The joint ecological risks of the heavy metals in the studies surface water

项目	杭州西湖水			长江铜陵段表层水			黄河口		
	Cu	Cd	Zn	Cu	Cd	Zn	Cu	Cd	Zn
平均浓度 (μg/L)	2.26	1.1	26.58	2.13	0.2	12.06	35.4	0.6	52.3
急性 PAF(%)	2.74	2.51	2.36	2.61	1.10	1.11	35.14	1.87	4.42
联合风险 msPAF(%)	7.42			4.75			39.17		

Hose 等^[15]研究发现,若分别利用澳大利亚与其他地区获得的硫丹对鱼类和节肢动物的毒理数据建立 SSD 曲线,两者没有显著差别,这从一方面说明 SSD 曲线具有普适性和通用性.另外,该研究也发现实验室获得的单物种毒理数据和野外围隔实验所获得的毒理数据没有明显差异,因此,虽然本研究中的 SSD 曲线是由实验室数据拟合的,但是可以用来评价中国典型水体生态风险,结论是合理的。

3 结论

3.1 不同重金属对全部物种的 HC5 值从小到大排序依次为:Cu<Cd<Hg<Zn<Pb<Mn,其生态风险依次降低。

3.2 整体来看,当浓度小于 10μg/L 时,Cu,Hg 和 Cd 的生态风险差异不大.随着浓度升高,Hg 和 Cu 的生态风险迅速增大并超过 Cd.在浓度达 1000μg/L 时,分别有 88.31%,86.32%,55.24%,41.63%,15.82%和 13.94%的淡水生物会分别受到 Hg,Cu,Cd,Zn,Pb 和 Mn 的损害。

3.3 相对于 HC5 值,利用 SSD 拟合曲线可以更加合理和方便地比较不同重金属浓度下不同生物敏感性的差别.重金属的浓度在不同的范围时,不同生物对其的敏感性大小顺序会发生变化。

3.4 Hg 对脊椎动物毒性相对较大,而 Cu 对无脊椎动物毒性较大.浓度低于 10μg/L 时 Cd、Hg、Zn 和 Cu 对鱼类的毒性都不大,当浓度升高时鱼类对 Hg 和 Cu 更为敏感(Cu<Hg).Cu 对甲壳类生物的毒性要高于 Cd 和 Zn。

表7 案例水体重金属浓度和生态风险

Table 7 Concentrations and ecological risks of the heavy metals in the studies surface water

项目	Cu			Cd			Zn
	杭州西湖	长江铜陵段	黄河口	杭州西湖水	长江铜陵段表层水	黄河口	杭州西湖水
浓度($\mu\text{g/L}$)	2.26	2.134	35.4	1.1	0.2	0.6	26.58
全部物种(%)	2.74	2.61	35.14	2.51	1.10	1.87	2.36
脊椎动物(%)	-	-	-	0.27	0.08	0.18	5.58
无脊椎动物(%)	3.32	3.12	33.32	-	-	-	1.69
鱼类(%)	0.00	0.00	1.40	0.26	0.08	0.17	4.48
甲壳类(%)	0.43	0.37	38.89	0.99	0.30	0.65	2.89

项目	Pb		Hg		Mn	
	黄河口	长江铜陵段表层水	长江铜陵段表层水	黄河口	黄河口	杭州西湖水
浓度($\mu\text{g/L}$)	52.3	12.06	0.958	31.2	0.16	7.26
全部物种(%)	4.42	1.11	0.58	4.06	0.07	1.41
脊椎动物(%)	7.71	3.83	-	-	0.00	-
无脊椎动物(%)	3.55	0.69	0.10	1.52	0.00	1.29
鱼类(%)	6.36	2.98	1.08	3.58	0.02	-
甲壳类(%)	5.34	1.40	-	-	-	-

注：“-”表示未获得相应的PAF数据

3.5 生态风险评价结果表明,黄河口 Zn, Cu 和 Pb 的污染较为严重,其生态风险明显高于长江铜陵段和杭州西湖。

参考文献:

- [1] US EPA. 1998. Guidelines for ecological risk assessment (EPA/630/R-95/002F) [S]. Office of Research and Development, Washington D C, USA.
- [2] 朱琳,佟玉洁.中国生态风险评价应用探讨 [J]. 安全与环境学报, 2003,3(3):22-24.
- [3] 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.
- [4] Van S N M, Denneman C. A.J. Ecotoxicological evaluation of soil funa recovery from pesticide application [J]. Reviews of Environmental Safety, 1989,18:241-251.
- [5] Traas T P, Van de Meent D, Posthuma L, et al. The potentially affected fraction as a measure of ecological risk [M]// Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA, Lewis, 2002:315-343.
- [6] 张敏,王德淑.长江铜陵段表层水中重金属含量及存在形态分布研究 [J]. 安全与环境学报, 2003,3(6):61-64.
- [7] 王莉红,汤福隆,胡岭,等.杭州西湖水中四种重金属的形态分布和交换过程研究 [J]. 环境科学学报, 1998,18(2):147-152.
- [8] 刘汝海,吴晓燕,秦洁,等.黄河口河海混合过程水中重金属的变化特征 [J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2008,38(1):157-162.
- [9] 田林锋,胡继伟,秦樊鑫,等.重金属元素在贵州红枫湖水体中的分布特征 [J]. 中国环境科学, 2011,31(3):481-489.
- [10] 曹德菊,岳永德,黄祥明,等.巢湖水体 Pb, Cu, Fe 污染的环境质量评价 [J]. 中国环境科学, 2004,24(4):509-512.
- [11] Posthuma L, Traas T P, Suter G W. General Introduction to Species Sensitivity Distributions [M]. Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA, Lewis, 2002:3-9.
- [12] 王印,王军军,秦宁,等.应用物种敏感性分布评估 DDT 和林丹对淡水生物的生态风险 [J]. 环境科学学报, 2009,29(11):2407-2414.
- [13] 刘良,颜小品,王印,等.应用物种敏感性分布评估多环芳烃对淡水生物的生态风险 [J]. 生态毒理学报, 2009,4(5):647-654.
- [14] Duboudin C, Ciffroy P, Magaud H. Acute-to-chronic species sensitivity distribution extrapolation [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2004,23(7):1774-1785.
- [15] Hose G C, Van den Brink P J. Confirming the species-sensitivity distribution concept for endosulfan using laboratory, mesocosm, and field data [J]. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 2004,47,511-520.
- [16] CSIRO(Australia's Commonwealth Scientific and Industrial-Research Organisation). A flexible approach to species protection [EB/OL]. <http://www.cmis.csiro.au/envir/burrioz/>. 2009.

作者简介:孔祥臻(1987-),男,江苏海安人,北京大学城市与环境学院博士研究生,研究方向为毒害污染物生态风险评价。

重金属对淡水生物生态风险的物种敏感性分布评估

作者: 孔祥臻, 何伟, 秦宁, 何妃霜, 王雁, 欧阳慧灵, 徐福留, KONG Xiang-zhen, HE Wei, QIN Ning, HE Qi-shuang, WANG Yan, OUYANG Hui-ling, XU Fu-liu
作者单位: 北京大学城市与环境学院, 地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京100871
刊名: 中国环境科学 **ISTIC PKU**
英文刊名: China Environmental Science
年, 卷(期): 2011, 31 (9)
被引用次数: 1次

参考文献(16条)

1. US EPA Guidelines for ecological risk assessment (EPA/630/R-95/002F) 1998
2. 朱琳;佟玉洁 中国生态风险评价应用探讨[期刊论文]-安全与环境学报 2003(03)
3. Wheeler J R;Grist E P M;Leung K M Y Species sensitivity distributions:data and model choice[外文期刊] 2002(1/12)
4. Van S N M;Denneman C. A. J Ecotoxicological evaluation of soil funa recovery from pesticide application 1989
5. Traas T P;Van de Meent D;Posthuma L The potentially affected fraction as a measure of ecological risk 2002
6. 张敏;王德淑 长江铜陵段表层水中重金属含量及存在形态分布研究[期刊论文]-安全与环境学报 2003(06)
7. 王莉红;汤福隆;胡岭 杭州西湖水中四种重金属的形态分布和交换过程研究[期刊论文]-环境科学学报 1998(02)
8. 刘汝海;吴晓燕;秦洁 黄河口河海混合过程水中重金属的变化特征[期刊论文]-中国海洋大学学报(自然科学版) 2008(01)
9. 田林锋;胡继伟;秦樊鑫 重金属元素在贵州红枫湖水体中的分布特征[期刊论文]-中国环境科学 2011(03)
10. 曹德菊;岳永德;黄祥明 巢湖水体Pb, Cu, Fe污染的环境质量评价[期刊论文]-中国环境科学 2004(04)
11. Posthuma L;Traas T P;Surer G W General Introduction to Species Sensitivity Distributions 2002
12. 王印;王军军;秦宁 应用物种敏感性分布评估DDT和林丹对淡水生物的生态风险[期刊论文]-环境科学学报 2009(11)
13. 刘良;颜小品;王印 应用物种敏感性分布评估多环芳烃对淡水生物的生态风险[期刊论文]-生态毒理学报 2009(05)
14. Duboudin C;Ciffroy P;Magaud H Acute-to-chronic species sensitivity distribution extrapolation[外文期刊] 2004(07)
15. Hose G C;Van den Brink P J Confirming the species-sensitivity distribution concept for endosulfan using laboratory, mesocosm, and field data 2004
16. CSIRO(Australia's Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation) A flexible approach to species protection 2009

引证文献(1条)

1. 吴艳阳, 吴群河, 罗昊, 张恒军, 吴英海, 张仁铎, 许振成 沉积物中多环芳烃的生态风险评价法研究[期刊论文]-环境科学学报 2013(2)

本文链接: http://d.wanfangdata.com.cn/Periodical_zghjkx201109024.aspx