

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20141027001

刘婷婷, 郑欣, 闫振广*, 等. 我国水生生物的二甲苯基准阈值探讨及其在风险评估中的初步应用 [J]. 生态毒理学报, 2015, 10(1): 130-138
Liu T T, Zheng X, Yan Z G, et al. Derivation of freshwater aquatic life water quality criteria for xylene and their preliminary application in risk assessment in China [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, 10(1): 130-138 (in Chinese)

我国水生生物的二甲苯基准阈值探讨及其在风险评估中的初步应用

刘婷婷, 郑欣, 闫振广*, 刘征涛

中国环境科学研究院 环境基准与风险评估国家重点实验室 国家环境保护化学品生态效应与风险评估重点实验室, 北京 100012

收稿日期: 2014-10-27 录用日期: 2014-11-21

摘要: 搜集筛选了二甲苯对我国淡水生物的急、慢性毒性数据。物种涵盖了昆虫类、甲壳动物类、鱼类、两栖动物类、环节动物类、软体动物类、轮虫类和浮游植物类。数据分析表明, 甲壳类生物对二甲苯最为敏感。采用美国水生生物基准技术对二甲苯水质基准进行推算, 得出保护我国淡水生物的二甲苯急性基准域值为 $1.41 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 慢性基准为 $0.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。基于获得的二甲苯基准值对我国部分流域二甲苯的暴露生态风险进行初步评估, 结果表明二甲苯并未对这些水体中的水生生物造成潜在风险。本研究将为二甲苯水质标准的制修订和流域水环境管理提供技术支持。

关键词: 水生生态系统; 水质基准; 物种敏感度分布; 生态风险评估; 二甲苯

文章编号: 1673-5897(2015)1-130-09 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Derivation of Freshwater Aquatic Life Water Quality Criteria for Xylene and Their Preliminary Application in Risk Assessment in China

Liu Tingting, Zheng Xin, Yan Zhengguang*, Liu Zhengtao

State Key Laboratory for Environmental Criteria and Risk Assessment, State Environment Protection Key Laboratory of Ecological Effects and Risk Assessment of Chemicals, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

Received 27 October 2014 accepted 21 November 2014

Abstract: Ecotoxicity data of xylene to resident freshwater organisms in China were collected and screened. The freshwater organisms covered insect, crustacean, fish, amphibian, annelids, mollusk, rotifer and phytoplankton. Analysis of the ecotoxicity data showed that crustacean species were the most sensitive to xylene. The freshwater aquatic life criteria for xylene were calculated according to the technical guidelines of the US. The acute and chronic criteria threshold values of xylene were determined at $1.41 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $0.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. These values were then adopted to perform preliminary ecological risk assessment on the exposure levels of xylene in some freshwater ecosystems in China. The results of risk assessment showed that xylene didn't pose potential risk to aquatic organism in these waterbodies. This study will provide valuable information for the revision of the water quality standard of xylene and management of ambient water environment.

Keywords: freshwater ecosystem; water quality criteria; species sensitivity distribution; ecological risk assessment; xylene

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07501-003-06); 科技部科技基础性工作专项(2014FY120600)

作者简介: 刘婷婷(1988-), 女, 硕士, 研究方向为环境基准, E-mail: tingting1308@163.com;

* 通讯作者(Corresponding author), E-mail: zgyan@caes.org.cn

二甲苯(xylene)为无色透明、有芳香气味的挥发性液体,具有3种同分异构体:邻-二甲苯、间-二甲苯和对-二甲苯。由于3种异构体的毒性差异不明显,因此国际上常用“(总)二甲苯”进行该物质环境质量基准的研究。参照国际惯例,本文中的二甲苯指总二甲苯。

二甲苯是重要的石油化工产品,存在于汽油和航空燃料中;也是一种重要的溶剂,广泛应用于涂料、油漆、染料等产业。由于二甲苯具有挥发性,在生产、储存和运输过程中容易释放到环境中造成污染。二甲苯的污染主要来自于原油泄露、填埋场渗透、农药和化工行业的废物排放及汽车尾气排放等。释放到环境中的二甲苯,不仅对自然环境造成污染,也对人类健康和生态系统构成危害,已被列入我国水环境优先控制污染物黑名单^[1]。研究显示人类急性暴露于二甲苯中会引发头晕、头痛、意识模糊、肝肾功能受损等症状^[2]。孕鼠的经口染毒实验表明,二甲苯可造成妊娠小鼠外周血有核细胞DNA的损伤并导致流产,可对胚胎产生毒性和致畸性^[3-4]。二甲苯的水生生物生态毒理研究较少,Verschueren^[5]研究得到其对大型蚤的 LC_{50} 为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;Ferrando和Andreu-Moliner^[6]研究发现二甲苯对2种轮虫(*Brachionus calyciflorus*, *Brachionus plicatilis*)可产生毒性效应,其24 h- LC_{50} 分别为 $252.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $552.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;范亚维等^[7-8]研究显示二甲苯可对斑马鱼、大型蚤和霍普水丝蚓产生较大的毒性效应,并根据试验结果预测水体中二甲苯的安全浓度为 $5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。周彤^[9]检测了3种苯系物(BTEX)对中华新米虾、青鳉和食蚊鱼的生物毒性,发现二甲苯的毒性高于甲苯。

鉴于二甲苯的毒性,许多国家对其水环境安全含量做了规定,如世界卫生组织(WHO)在饮用水质量标准中,规定二甲苯基于人类健康保护的标准限值为 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 及基于人类感官(嗅觉)的标准限值为 $0.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[10]。我国现行地表水水质标准参照了WHO公布的标准值,规定集中式生活饮用水源地的二甲苯标准限值为 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[11]。上述限值主要是基于对人体健康的保护,而对基于水生生物保护的二甲苯基准研究较少。目前我国邻二甲苯(PX)化工项目设立较多,部分工程甚至引发了社会稳定问题,如厦门、大连和宁波的PX事件^[12-13]。因此,根据我国水环境特征探讨二甲苯的水生生物基准,对于全面保护我国水生态系统,科学评估PX工程项目的设立和实施都具有参考价值。

对于水质基准的研究,欧美的一些国家拥有比较完善的技术体系和理论研究方法^[14-16]。近年来,我国借鉴发达国家的水质基准技术方法探讨了适用于我国水域环境的水质基准方法,并取得了一些进展^[17-19]。一些学者也相继推导出了我国部分污染物的水质基准阈值,如Yin^[20-21]等推导了2,4-二氯苯酚和2,4,6-三氯苯酚的基准,吴丰昌等^[22-24]对我国镉、锌、铜、铬(VI)、苯和硝基苯等污染物的水质基准进行了研究。目前,国际上推算水质基准的主流方法为物种敏感度分布法(species sensitivity distribution, SSD)。发达国家在技术指南中推荐使用的SSD方法模型主要有3种:对数-三角函数分布模型、对数-正态分布模型和对数-逻辑斯蒂函数分布模型。3种方法各有优缺点,其中,美国的SSD方法以对数-三角函数分布模型为基础,并且加入了非参数计算方法,又称为物种敏感度排序法(species sensitivity rank, SSR)^[25]。SSR是由美国环境保护局(1985)提出的水质基准制定方法,即基于SSD原理,结合暴露时间和暴露频率,对具体的目标物质(污染物)经SSD排序数理推导,可制定2个值:基准最大浓度(criteria maximum concentration, CMC)和基准连续浓度(criteria continuous concentration, CCC),为充分考虑生物多样性,用于推导CMC和CCC的急慢性毒性数据至少涉及3个门、6~8个科的生物,需有较好的代表性,即要为大多数(95%以上)生物提供适当的保护。该方法主要关注低值的敏感物种,在基准推算过程中可以降低高值区间拟合背离产生的误差^[26],并且将基准分为急性基准CMC和慢性基准CCC,分别应对了突发性污染事故和长期暴露污染,比较适合我国的国情。

本研究基于二甲苯对水生生物的急、慢性毒性数据的分析,识别了对二甲苯最敏感的生物类别;依据美国SSR基准技术方法,推算得到保护水生生物的二甲苯急性和慢性基准阈值,并对我国一些流域水环境二甲苯暴露的生态风险进行了初步评估。

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 毒性数据收集筛选与SSR分析

搜集二甲苯对我国淡水水生生物的急、慢性毒性数据,数据来源为美国环境保护局(USEPA)毒性数据库ECOTOX(<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>)、公开发表的中、英文文献以及科研项目研究报告等,具体可见下文。参照美国水生生物基准毒性数据筛选原则,对所获得的数据进行筛选,原则如下:1)所选择的

物种在我国境内有分布、栖息或较大范围内养殖;所选物种要求基本覆盖我国的水生态系统,代表不同的营养级、生物类群、营养类型和生命形式;2)针对同一种受试生物的多组毒性值,采用这些数据的几何平均值,即种平均急性值(species mean acute values, SMA-Vs)作为该生物的毒性值;3)针对同一受试生物在不同生命阶段的多组毒性值,采用相对敏感期的毒性数据;4)针对苯系物这类易挥发的污染物,以流水式试验为宜,但考虑到实验的可操作性和数据量积累过少,因此本文也搜集了符合试验要求的半静止和静止试验的数据。

数据搜集与筛选完成后,对于同属生物可计算其属平均急性值(genus mean acute values, GMAVs)作为该属的毒性值。计算出 SMAV 或 GMAV 后,按照数值大小对物种敏感性进行排序及分析。

1.2 水生生物基准推导方法

采用 SSR 方法进行二甲苯的水生生物基准推算,大致步骤如下:

1)将 GMAV 从低到高排序,并按公式(1)计算生物属的累积概率(P)。

$$P = R / (N + 1) \quad (1)$$

式中,R 为不同 GMAV 的分配等级,最小值的等级为 1;N 为属的个数。

2)计算最终急性毒性值 FAV (final acute value):选取 4 个累积概率接近 0.05 的 GMAV 按照公式(2)~(5)计算 FAV。

$$S^2 = \frac{\sum [(1nGMAV)^2] - \{[\sum (1nGMAV)]^2 / 4\}}{\sum (P) - [\sum (\sqrt{P})]^2 / 4} \quad (2)$$

$$L = \{ \sum (1n GMAV) - S[\sum (\sqrt{P})] \} / 4 \quad (3)$$

$$A = S(\sqrt{0.05}) + L \quad (4)$$

$$FAV = e^A \quad (5)$$

式中,S、L、A 分别为计算过程中采用的符号,没有特殊的含义。

3)计算最终慢性毒性值 FCV (final chronic value):若可以获得 3 门 8 科物种的慢性毒性数据,FCV 可以参考 FAV 的计算方法推算;数据不充足时,利用公式(6)计算:

$$FCV = FAV / FACR \quad (6)$$

式中 FACR 为最终急性慢性毒性比 (final acute/chronic ratio)。

4)计算最终植物值 FPV (final plant value):FPV 等于水生植物毒性试验 (通常是用藻类所做的 96 h 试验或者是用水生维管束植物所做的慢性试验)结

果中的最小值。

5)最终残留值 FRV (final residue value):计算最终残留值需要获得该物质的最大允许组织浓度 (它是有关部门对鱼油、鱼类和贝类的可食用部分的管理水平)和生物富集系数 (通常采用获得数据中的最大值),然后按式(7)计算:

$$FRV = MPTC / BCF \quad (7)$$

式中,MPTC 为最大允许组织浓度,mg·kg⁻¹;BCF 为生物富集系数,L·kg⁻¹。

6)计算 CMC 和 CCC:

$$CMC = FAV / 2 \quad (8)$$

$$CCC = \min (FCV, FPV, FRV) \quad (9)$$

1.3 生态风险评估

搜集二甲苯在不同地表水体中的暴露浓度数据,利用风险商值法(RQ, risk quotient)对其暴露风险进行初步评估,将二甲苯暴露浓度除以获得的二甲苯水生生物基准值得到风险商值 RQ,若 RQ > 1,则具有高风险,RQ < 1 则判断基本没有风险^[9]。

2 结果(Results)

2.1 二甲苯的急性基准阈值 CMC

搜集筛选二甲苯对水生生物的毒性数据(表 1),水生生物包含 24 属 24 种,涉及昆虫类(2 种)、甲壳动物类(7 种)、鱼类(10 种)、两栖动物类(1 种)、环节动物类(1 种)、软体动物类(2 种)和轮虫类(1 种),基本覆盖了水生态系统的各生物群落,代表了不同的营养级、营养类型和生命形态。计算物种的 SMAV 和 GMAV,并根据 GMAV 从低到高排序。由表 1 可见,对二甲苯最敏感的物种为模糊网纹溞(Ceriodaphnia dubia),最不敏感的物种为栉水虱(Asellus aquaticus),两者的 GMAV 相差近 600 倍。

根据 1.2 的计算方法,将对二甲苯最敏感的 4 种生物(模糊网纹溞、细足米虾、虹鳟和大型溞)的相关数据代入公式(2)~(5),得出二甲苯的水生生物最终急性毒性值 FAV 为 2.81 mg·L⁻¹,根据公式(8)得出二甲苯的急性基准阈值(CMC)为 1.41 mg·L⁻¹。

2.2 二甲苯的慢性基准阈值 CCC

二甲苯的水生生物慢性毒性数据较少,满足条件的只有 4 个物种(表 2),不符合基准推算的毒性数据要求,因此利用 FACR 法计算最终慢性毒性值 FCV。根据物种的急慢性毒性值可分别求得其急慢性比率 ACR(表 2),计算得出鲫鱼、斑马鱼和霍普水丝蚓 3 种生物 ACR 的几何平均值为 4.9,以该值做为二甲苯的 FACR。通过公式(6)计算得出二甲苯的 FCV 值为 0.57 mg·L⁻¹。

表 1 二甲苯的水生生物的急性毒性数据
Table 1 Acute ecotoxicity of xylene to freshwater aquatic life

属 Genus	物种 Species	毒性终点 Toxicity endpoint	SMAVs /($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	GMAVs /($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	P	文献 Reference
网纹溞属 Ceriodaphnia	模糊网纹溞 Ceriodaphnia dubia	48 h-EC ₅₀	2 441.91	2 441.91	0.04	[30]
米虾属 Caridina	细足米虾 Caridina niloica gracilipes	96 h-LC ₅₀	4 300.00	4 300.00	0.08	[31]
鲢属 Oncorhynchus	虹鳟 Oncorhynchus mykiss	96 h-LC ₅₀	6 045.96	6 045.96	0.13	[30]
溞属 Daphnia	大型溞 Daphnia magna	48 h-EC ₅₀ /LC ₅₀	10 445.37	10 445.37	0.17	[3, 30]
新米虾属 Neocaridina	中华新米虾 Neocaridina denticulate sinensis	96 h-LC ₅₀	11 284.99	11 284.99	0.21	[32]
斑蚊属 Aedes	埃及斑蚊 Aedes aegypti	24 h-EC ₅₀	13 940.00	13 940.00	0.25	[30]
亚口鱼属 Catostomus	白亚口鱼 Catostomus commersoni	96 h-LC ₅₀	16 100.00	16 100.00	0.29	[30]
太阳鱼属 Lepomis	蓝鳃太阳鱼 Lepomis macrochirus	24, 48, 96 h -LC ₅₀	18 421.08	18 421.08	0.33	[30]
鲫鱼属 Carassius	鲫鱼 Carassius auratus	24, 48, 96 h -LC ₅₀	19 406.66	19 406.66	0.38	[30]
无褶螺属 Aplexa	无褶螺 Aplexa hypnorum	96 h -LC ₅₀	22 400.00	22 400.00	0.42	[30]
鱼丹属 Danio	斑马鱼 Danio rerio	48 h-LC ₅₀	24 055.43	24 055.43	0.46	[7, 30]
食蚊鱼属 Gambusia	食蚊鱼 Gambusia affinis	96 h-LC ₅₀	24 500.00	24 500.00	0.50	[31]
花鲮属 Poecilia	虹鲮 Poecilia reticulata	96 h-LC ₅₀	24 655.78	24 655.78	0.54	[30-31]
环棱螺属 Bellamya	铜锈环棱螺 Bellamya aeruginosa	96 h-LC ₅₀	27 500.00	27 500.00	0.56	[31]
青鳉属 Oryzias	青鳉 Oryzias latipes	96 h-LC ₅₀	28 610.00	28 610.00	0.58	[31]
摇蚊属 Chironomus	羽摇蚊幼虫 Chironomus flaviplumus	48 h -LC ₅₀	42 000.00	42 000.00	0.63	[31]
鲢属 Hypophthalmichthys	白鲢 Hypophthalmichthys molitrix	48 h -LC ₅₀	63 277.17	63 277.17	0.67	[31, 33]
水丝蚓属 Limnodrilus	霍普水丝蚓 Limnodrilus hoffmeisteri	96 h -LC ₅₀	72 428.47	72 428.47	0.71	[3, 30]
爪蟾属 Xenopus	爪蟾 Xenopus sp.	96 h -EC ₅₀ /LC ₅₀	93 441.78	93 441.78	0.75	[30]
水蚤属 Diaptomus	镖水蚤 Diaptomus forbesi	96 h-LC ₅₀	99 500.00	99 500.00	0.79	[30]
臂尾轮虫属 Brachionus	萼花臂尾轮虫 Brachionus calyciflorus	48 h-EC ₅₀ /LC ₅₀	112 413.69	112 413.69	0.83	[30]
金星介属 Cypris	近球形金星介 Cypris subglobosa	24, 48 h -EC ₅₀	138 725.27	138 725.27	0.88	[30]
鲤属 Cyprinus	锦鲤 Cyprinus carpio	24, 96 h -LC ₅₀	331 898.88	331 898.88	0.92	[30-31]
栉水虱属 Asellus	栉水虱 Asellus aquaticus	48 h -LC ₅₀	1 420 000.00	1 420 000.00	0.96	[31]

注:SMAVs 为种平均急性值,GMAVs 为属平均急性值。
Note: SMAVs stands for species mean acute values; GMAVs stands for genus mean acute values.

最终植物值 FPV 是植物毒性试验结果中的最小值。筛选得到的植物毒性数据如表 3 所示,其中羊角月牙藻(*Pseudokirchneriella subcapitata*)的毒性值最小,可将其做为二甲苯的最终植物值, $FPV = 4.17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

很多研究表明,有机物的生物累积效应与其辛醇-水分配系数 K_{ow} 密切相关, K_{ow} 越大,有机物的生物富集效应就越显著。二甲苯的辛醇-水分配系数较低,其 3 种异构体的 $\log K_{ow}$ 分别为 3.12、3.20 和 3.15,说明二甲苯在生物体内残留较小。已有研究显示,二甲苯在鳗鱼体内的 BCFs 为 21.4 ~ 23.6,在金鱼体内的 BCFs 为 14.1 ~ 14.8,在虾体内的 BCF

为 9,表明二甲苯的生物富集效应较低^[34-36]。此外,我国相关部门并没有制定二甲苯在水产品中的标准限值,因此在推导最终慢性值时不考虑最终残留值 FRV。综上,二甲苯的最终慢性基准阈值取 FCV 值,为 $0.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

2.3 流域水体中二甲苯暴露生态风险分析

共搜集到 6 个水域的二甲苯暴露浓度数据,对其进行生态风险评估(表 4),结果显示 6 个水域中二甲苯暴露浓度均小于其水生生物基准值,风险商值均小于 1,表明所选流域均无明显的二甲苯的暴露风险。

表 2 二甲苯的最终急性慢性毒性比率

Table 2 Final acute/chronic ratio of xylene

物种 Species	急性毒性/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$ Acute toxicity/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	慢性毒性/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$ Chronic toxicity/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	急性慢性比 acute/chronic ratio (ACR)	文献 Reference
鲫鱼 Carassius auratus	(24, 48, 96 h-LC ₅₀) 19 406.66	(21 d-NOEC) 5 740.00	3.38	[30-31]
斑马鱼 Danio rerio	(48 h-LC ₅₀) 24 055.43	(21 d-NOEC) 3 480.00	6.91	[7, 30-31]
鲤鱼 Cyprinus carpio	(24, 96 h-LC ₅₀) 331 898.88	(21 d-NOEC) 4 930.00	67.32	[30-31]
霍普水丝蚓 Limnodrilus hoffmeisteri	(96 h-LC ₅₀) 72 428.47	(21 d-NOEC) 14 380.00	5.04	[8, 30, 33]

表 3 二甲苯的最终植物值

Table 3 Final plant values of xylene

物种 Species	SMAVs/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	文献 Reference
羊角月牙藻 <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	4 177.0379	[30]
普通小球藻 <i>Chlorella vulgaris</i>	59 297.13	[30-31]
色球藻目 <i>Chlorococcales</i>	100 000	[30]
铜绿微囊藻 <i>Microcystis aeruginosa</i>	154 100	[31]

表 4 不同流域地表水中二甲苯的暴露浓度及其风险评估

Table 4 Exposure concentration and risk assessment of xylene in surface water of different regions

流域 Watershed	平均暴露浓度/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$ Average exposure concentration/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	风险商值 Risk quotient	风险评估 Risk assessment	监测日期 Monitoring date	文献 Reference
松花江 Songhua River	0.083	0.0006	低风险 Low risk	2006-01	[37]
东江 Dongjiang River	2.12	0.015	低风险 Low risk	2010-07	[38]
淮河 Huaihe River	3.55	0.025	低风险 Low risk	1998-04-06	[39]
金华江 Jinhua River	1.93	0.014	低风险 Low risk	2004-02	[40]
沈阳(蒲河、浑河、细河) Shenyang (Pu River, Hun River, Xi River)	1.137	0.008	低风险 Low risk	2007-09 —2008-07	[41]
长治市(浊漳河) Changzhi (Zhuzhang River)	15.02	0.107	低风险 Low risk	2003-03 —2004-09	[42]

3 讨论(Discussion)

根据水质基准技术惯例^[43-44],能保护 95% 生物的污染物浓度为水质基准值,因此如果生物的敏感性排序小于 5%,可将该生物界定为非常敏感。已有研究显示,当受胁迫的生物分别超过 15% 和 30% 时,污染物引起的生态风险可定义为具有明显风险和一定风险,因此可将物种敏感性排序达到此限值的生物分类为敏感和较敏感^[45]。对二甲苯敏感(P<30%)的水生生物有 7 种,其中 4 种为甲壳类生物,包括水生饵料生物和虾类(表 1),说明二甲苯对水生甲壳类毒性较大,需注意防范二甲苯对虾蟹养殖业的风险。一般认为水生植物对于污染物的敏感性要低于水生动物,以水生植物的为材料进行的毒理学实验较少,导致其毒理学数据远少于水生动物。羊角月牙藻是淡水水体中常见的绿藻,因其对水环境污染的敏感性,被选为环境毒理试验的标准藻种^[46]。本研究中,羊角月牙藻(*Pseudokirchneriella subcapitata*)的毒性数据较低,其对二甲苯的敏感性仅低于模糊网纹溞(*Ceriodaphnia dubia*),但高于所有其他水生动植物。以羊角月牙藻为材料进行的生态毒理研究已有较多,但关于二甲苯对其的毒性机理还不清楚,有待于进一步研究。

对于二甲苯慢性基准的推算,由于符合基准推算要求的数据量不足,因此使用最终急性慢性比 FACR 进行计算。计算 FACR 一般要求至少 3 种生物,脊椎、无脊椎和 1 种敏感物种的慢性数据^[31]。本文用于计算 FACR 的 3 种生物包括 2 种鱼类和 1 种底栖无脊椎动物,其中鲫鱼属于相对敏感的物种,

基本符合计算要求^[47]。由表 2 可看出,筛选出的 4 个物种中,鲤鱼的 ACR 较高,是其他 3 个物种 ACR 的十几倍。根据 US EPA 的基准文件“对于急性慢性比率差别较大的物种,选择 SMAVs 与 FAV 接近的物种来计算 FACR”^[47],表 2 中鲫鱼、斑马鱼和霍普水丝蚓 3 种生物的 SMAVs 与计算得出的 FAV 值 2.81 mg·L⁻¹相差较小,而鲤鱼的 SMAVs 则与 FAV 相差 100 多倍。因此,在计算 FACR 时不考虑鲤鱼的急性慢性数据。此外,US EPA、经济合作与发展组织和澳大利亚等国家和组织推荐使用的急性慢性比率默认值为 10^[48-50],与本文推算出的 FACR(4.9)相差近 2 倍,若直接使用默认值会使得出的基准值偏小,导致环境管理过程中的“过保护”状况。

不同国家对于水体中二甲苯的安全浓度阈值有不同的规定,将本研究得出的二甲苯的水生生物基准值与荷兰等国设定的二甲苯安全阈值进行比较(表 5)。结果显示,中国(本研究)的二甲苯基准阈值低于美国设定的相应值,且低于中国和澳大利亚的水质标准,但高于其他国家制定的浓度阈值,并且不同国家的浓度阈值之间也有较大差别,这种差异主要来自于不同国家水环境特征和生物区系特征的差异。进一步说明我国不该照搬国外的基准标准,应该以我国生物区系生物的毒理学数据为基础进行基准推算。为了提高水生生物基准的科学性和可靠性,用于推导水生生物基准的毒性数据获取的原则为:系统的本土物种试验数据优先原则。优先采用我国具备完善的质量保证体系的优质实验室(如 CMA、CNAS、GLP)出具的以本土基准制定受试物种为试验生物的毒性数据。

表 5 二甲苯的相关浓度限值
Table 5 Water quality criteria or standards for xylene

国家/组织 Country/organization	项目 Item	浓度值/(μg·L ⁻¹) Concentration/(μg·L ⁻¹)	参考文献 Reference
荷兰 Netherlands	生态系统最大可接受浓度 MAC _{eco}	41	[51]
澳大利亚和新西兰 Australia and New Zealand	中度可靠触发值 MRTV	200	[52]
澳大利亚 Australia	饮用水标准值 Drinking-water quality standard	600	[53]
世界卫生组织 WHO	饮用水标准值 Drinking-water quality standard	500	[10]
英国 England	预测无效应浓度 PNEC	30	[54]
加拿大 Canada	慢性基准值 CCC	30	[55]
日本 Japan	饮用水水质标准 Drinking-water quality standard	400	[56]
美国 America	急性单独效应 Acute potency divisor	3 560	[57]
	慢性单独效应 Chronic potency divisor	700	[57]
	水质标准 Water quality standard	10 000	[58]
中国 China	地表水标准 Surface water standard	500	[11]
	基准最大浓度 CMC	1 410	本研究 This study
	基准连续浓度 CCC	570	本研究 This study

我国现行的二甲苯地表水水质标准是基于人体健康效应的标准,将其与本文推导的二甲苯的水生生物基准值进行比较,发现二甲苯的水生生物基准值 > 健康基准值。这表明我国现行的地表水标准可以对人体健康和水生生物均起到保护作用,对水生生物存在“过保护”状况。

文献数据分析表明,中国几大水体中,二甲苯的含量均较低,且远低于本文推导出的二甲苯的慢性基准值 $0.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,表明二甲苯对上述水域中的水生生物不存在潜在的生态风险。本结果能在一定程度上反映中国流域水体中二甲苯的总体暴露风险状况,具有一定的参考价值。但由于数据有限,评估结果也有一定的不确定性。

综上所述,本研究得出了保护我国淡水水生生物的二甲苯急性和慢性基准值,分别为 $1.40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;且二甲苯对水生甲壳类生物毒性较大,需注意防范二甲苯对虾蟹养殖业的风险;二甲苯的水生生物基准值 ($0.57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) > 现行的二甲苯标准限值(健康) ($0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) > 感官(嗅觉)基准值 ($0.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),表明我国现行的二甲苯地表水水质标准人体健康和水生生物均起到保护作用,但对水生生物存在“过保护”状况。

通讯作者简介: 闫振广(1972—),男,博士,副研究员,研究方向为水质基准与生态毒理学,发表论文 50 余篇。

参考文献(References):

- [1] 周文敏,傅德黔,孙宗光. 中国水中优先控制污染物黑名单的确定 [J]. 环境监测管理与技术, 1992, 3(4): 18–20
- [2] 毛跟年,许牡丹,黄建文. 环境中有毒有害物质与分析检测 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2004: 122–124
- [3] 吕丹瑜,刘雅琼,刘宁,等. 二甲苯对妊娠小鼠及胚胎发育的毒性作用 [J]. 解剖学报, 2006, 37(3): 355–359
Lv D Y, Liu Y Q, Liu N, et al. Toxic effects of xylene on pregnancy and embryonic development of mice [J]. Acta Anatomica Sinica, 2006, 37(3): 355–359 (in Chinese)
- [4] Campbell M, Kim A N. Evidence on the Developmental and Reproductive Toxicity of Xylene [M]. Oakland: Reproductive and Cancer Hazard Assessment Branch Office of Environmental Health Hazard Assessment California Environmental Protection Agency, 2012: 36–46
- [5] Verschuieren K. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals [M]. New York: Van Nostrand Reinhold Company, Limited, 1983: 3110–3182
- [6] Ferrando M D, Andreu-Moliner E. Acute toxicity of toluene, hexane, xylene, and benzene to the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus plicatus* Tilis [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1992, 49: 266–271
- [7] 范亚维,周启星. 水体中甲苯、乙苯和二甲苯对斑马鱼的毒性效应 [J]. 生态毒理学报, 2009, 4(1): 136–141
Fan Y W, Zhou Q X. Toxic effects of toluene, ethylbenzene and xylene in waters on zebrafish *Brachydanio rerio* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2009, 4(1): 136–141 (in Chinese)
- [8] 范亚维,周启星,王媛媛,等. 水体 BTEX 污染对大型溞和霍普水丝蚓的毒性效应及水环境安全评价 [J]. 环境科学学报, 2009, 29(7): 1485–1490
Fan Y W, Zhou Q X, Wang Y Y, et al. Toxic effects of BTEX in water on *Daphnia magna* and *Limnodrilus hoffmeisteri* and safety assessment of the aquatic environment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(7): 1485–1490 (in Chinese)
- [9] 周彤. 基于三种水生生物的我国水环境 BTEX 基准研究 [D]. 天津: 南开大学, 2011: 27–47
Zhou T. Research of ambient water quality criteria for BTEX in China based on three kinds of aquatic life [D]. Tianjin: Nankai University, 2011: 27–47 (in Chinese)
- [10] World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality [R]. Geneva: WHO, 2008
- [11] 国家环境保护总局. GB3838—2002 地表水环境质量标准 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002
- [12] 张倪. 反思各地 PX 现象 [N]. 中国经济时报, 2013–5–17(7)
- [13] 封佳俊. 对二甲苯(PX)项目中国发展现状与思考 [D]. 上海: 上海外国语大学, 2014: 24
Feng J J. The development situation and reflection on PX products in China [D]. Shanghai: Shanghai International Studies University, 2014: 24 (in Chinese)
- [14] US Environmental Protection Agency. Quality Criteria for Water [M]. Washington DC: Office of Water Regulations and Standards, 1986: 1–477
- [15] CCREM (Canadian Council of Resource and Environment Ministers). Canadian water quality guidelines [R]. Winnipeg, Manitoba: Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999
- [16] 张瑞卿,吴丰昌,李会仙,等. 中外水质基准发展趋势和存在的问题 [J]. 生态学杂志, 2010, 29: 2049–2056
Zhang R Q, Wu F C, Li H X, et al. Water quality criteria at home and abroad: Development trend and existed problems [J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29: 2049–2056 (in Chinese)
- [17] 吴丰昌,孟伟,宋永会,等. 中国湖泊水环境基准的研

- 究进展 [J]. 环境科学学报, 2008, 28(12): 2385–2393
- Wu F C, Meng W, Song Y H, et al. Research progress in lake water quality criteria in China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(12): 2385–2393 (in Chinese)
- [8] 冯承莲, 吴丰昌, 赵晓丽, 等. 水质基准研究与进展 [J]. 中国科学: 地球科学, 2012, 42(5): 646–656
- Feng C L, Wu F C, Zhao X L, et al. Water quality criteria research and progress [J]. Science China: Earth Sciences, 2012, 42(5): 646–656 (in Chinese)
- [9] Feng C L, Wu F C, Zhao X L, et al. Water quality criteria research and progress [J]. Science China: Earth Sciences, 2012, 55(6): 882–891
- [20] Yin D Q, Hu S Q, Jin H J, et al. Deriving freshwater quality criteria for 2,4,6-trichlorophenol for protection of aquatic life in China [J]. Chemosphere, 2003, 52: 67–73
- [21] Yin D Q, Jin H J, Yu L W, et al. Deriving freshwater quality criteria for 2, 4-dichlorophenol for protection of aquatic life in China [J]. Environmental Pollution, 2003, 122: 217–222
- [22] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 锌对淡水生物的毒性特征与水质基准的研究 [J]. 生态毒理学报, 2011, 6(4): 367–382
- Wu F C, Feng C L, Cao Y J, et al. Toxicity characteristic of zinc to freshwater biota and its water quality criteria [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2011, 6(4): 367–382 (in Chinese)
- [23] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 我国铜的淡水生物水质基准研究 [J]. 生态毒理学报, 2011, 6(6): 617–628
- Wu F C, Feng C L, Cao Y J, et al. Aquatic life ambient freshwater quality criteria for copper in China [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2011, 6(6): 617–628 (in Chinese)
- [24] 吴丰昌, 孟伟, 曹宇静, 等. 镉的淡水生物水质基准研究 [J]. 环境科学研究, 2011, 24(2): 172–184
- Wu F C, Meng W, Cao Y J, 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 (in Chinese)
- [25] 吴丰昌, 孟伟, 张瑞卿, 等. 保护淡水水生生物硝基苯水质基准研究 [J]. 环境科学研究, 2011, 24(1): 1–10
- Wu F C, Meng W, Zhang X Q, et al. Aquatic life water quality criteria for nitrobenzene in freshwater [J]. Research of Environmental Sciences, 2011, 24(1): 1–10 (in Chinese)
- [26] 吴丰昌, 冯承莲, 张瑞卿, 等. 我国典型污染物水质基准研究 [J]. 中国科学: 地球科学, 2012, 42(5): 665–672
- Feng C L, Wu F C, Zhao X L, et al. Derivation of water quality criteria for representative water-body pollutants in China [J]. Science China: Earth Sciences, 2012, 42(5): 665–672 (in Chinese)
- [27] 闫振广, 孟伟, 刘征涛, 等. 我国淡水生物氨氮基准研究 [J]. 环境科学, 2011, 32(6): 1564–1570
- Yan Z G, Meng W, Liu Z T, et al. Development of freshwater aquatic life criteria for ammonia in China [J]. Environmental Science, 2011, 32(6): 1564–1570 (in Chinese)
- [28] Leeuwen L J V, Vermeire T G. Risk Assessment of Chemicals: An Introduction (2nd Edition) [M]. Bilthoven: Springer, 2007: 338–341
- [29] 张思锋, 刘晗梦. 生态风险评价方法述评 [J]. 生态学报, 2010, 30(10): 2735–2744
- Zhang S F, Liu H M. Review of ecological risk assessment methods [J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(10): 2735–2744 (in Chinese)
- [30] US Environmental Protection Agency. ECOTOX Database [EB/OL]. (2014-10-10) [2014-10-10]. <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- [31] 周启星, 罗义. 我国水环境 BTEX 污染的修复限值研究 [R]. 天津: 南开大学, 2013
- [32] 李学峰, 周启星, 罗义. 甲苯、乙苯和二甲苯对中华新米虾的毒性效应 [J]. 中国环境科学, 2013, 33(3): 530–537
- Li X F, Zhou Q X, Luo Y. Toxic effects of toluene, ethylbenzene and xylene on *Neocaridina denticulata sinensis* [J]. China Environmental Science, 2013, 33(3): 530–537 (in Chinese)
- [33] 黄晓容, 钟成华, 邓春光. 苯胺、二甲苯和硝基苯对白鲢的急性毒性研究 [J]. 安徽农业科学, 2008, 36(25): 10908–10909
- Huang X R, Zhong C H, Deng C G. The preliminary experiment on acute toxicities of aniline, xylene and nitrobenzene to silver carp [J]. Journal of Anhui Agriculture Science, 2008, 36(25): 10908–10909 (in Chinese)
- [34] Ogata M, Hobara T. A new direct method for colorimetric determination of hippuric acid and methylhippuric acid as indices of toluene and m-xylene, and its application to workers using thinner [J]. Industrial Health, 1979, 17: 61–72
- [35] Ogata M, Fujisawa K, Ogino Y, et al. Partition coefficients as a measure of bioconcentration potential of crude oil compounds in fish and shellfish [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1984, 33: 561–567
- [36] Sanborn H R, Malins D C. The disposition of aromatic hydrocarbons in adult spot shrimp (*Pandalus platyceros*) and the formation of metabolites of naphthalene in adult and larval spot shrimp [J]. Xenobiotica, 1980, 10: 193–200

- [37] 李巍, 郝立波, 陆继龙, 等. 第二松花江中下游水体中苯系物含量及分布特征 [J]. 环境保护科学, 2008, 34(2): 18–20
Li W, Hao L B, Lu J L, et al. Content and distribution characteristics of BTEX of water body in middle and lower reaches of second Songhua River [J]. Environment Protection Science, 2008, 34(2): 18–20 (in Chinese)
- [38] 王若师, 张娴, 许秋瑾, 等. 东江流域典型乡镇饮用水源地有机污染物健康风险评估 [J]. 环境科学学报, 2012, 32(11): 2874–2883
Wang R S, Zhang X, Xu Q J, et al. Health risk assessment of organic pollutants in typical township drinking water sources of Dongjiang River Basin [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, 32(11): 2874–2883 (in Chinese)
- [39] 王子健, 吕怡兵, 王毅, 等. 淮河水体取代苯类污染及其生态风险 [J]. 环境科学学报, 2002, 22(3): 300–304
Wang Z J, Lv Y B, Wang Y, et al. Assessing the ecological risk of substituted benzenes in Huaihe River, China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2002, 22(3): 300–304 (in Chinese)
- [40] 吴宗龙, 张苗云. 金华江流域有机污染物监测与调查分析 [J]. 浙江: 浙江大学出版社, 2005
- [41] 潘静, 黄毅, 杨永亮, 等. 沈阳地区地表水、浅层地下水及沿岸土壤中苯系物的污染分布 [J]. 环境科学研究, 2010, 23(1): 14–19
Pan J, Huang Y, Yang R L, et al. Contamination distribution of benzene, toluene, ethylbenzene and xylene in surface water, shallow groundwater and the adjacent soils from Shenyang area [J]. Research of Environment Sciences, 2010, 23(1): 14–19 (in Chinese)
- [42] 尚菊红. 长治市地表水及工业废水中苯系物的监测 [J]. 环境科学动态, 2005(1): 50–52
- [43] US Environmental Protection Agency. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses (PB85–227049) [R]. Washington DC: US EPA, 1985: 1–98
- [44] Canadian Council of Ministers of the Environment. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life 2007 [R]. Ottawa, Canada: CCME, 2007: 1–37
- [45] 闫振广, 刘征涛, 孟伟. 辽河流域六价铬和无机汞应急水质标准研究 [J]. 中国工程科学, 2013, 15(3): 26–32
Yan Z G, Liu Z T, Meng W. Development of emergency water quality standards for Cr^{6+} and Hg^{2+} in Liaohe River basin [J]. Chinese Engineering Science, 2013, 15(3): 26–32 (in Chinese)
- [46] International Organization of Standardization. Water Quality– Fresh water algal growth inhibition test with *Scenedesmus subspicatus* and *Selenastrum capricornutum* [J]. Geneva, Switzerland: ISO, 1989
- [47] Stephen C E, Mount D I, Hansen D J, et al. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses [R]. Washington DC: Office of Research and Development, 2010
- [48] US Environmental Protection Agency. Quality criteria for water [R]. Washington DC: US Department of Commerce, 1986
- [49] Organisation for Economic Cooperation and Development. Report of the OECD workshop on extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment [R]. Paris: OECD, 1992
- [50] Mstj W. Derivation of the Australian and New Zealand water quality guidelines for toxicants [J]. Australian Journal of Ecotoxicology, 2002, 7: 123–136
- [51] Van Leeuwen L C. Environmental fish limits for xylene (m-, o-, p-xylene) [R]. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment, 2009
- [52] Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Australia and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality [R]. Canberra: ANZECC and ARMCANZ, 2000
- [53] National Health and Medical Research Council and Natural Resource Management Ministerial Council. Australian drinking water guidelines [R]. Canberra: NHMRC and NRMCC, 2004
- [54] Ministry of Environment Province of British Columbia. Ambient aquatic life guidelines for xylene-overview report [R]. Kamloops: MEPBC, 2006
- [55] Canadian Council of Ministers of the Environment. Ambient aquatic life guidelines for xylene [R]. Winnipeg: Science and Information Branch Water Stewardship Division Ministry of Environment, 2007
- [56] 《净水技术》编辑部. 编辑. 新日本水质标准 [J]. 净水技术, 1995, 54(4): 47
- [57] US Environmental Protection Agency. Explanation of PAH benchmark calculations using EPA PAH ESB, approach originally developed by Dave Mount, ORD Duluth [EB/OL]. [2010-06-23] (2014-10-10). <http://www.epa.gov/bpspill/water/explanation-of-pah-benchmark-calculations-20100622.pdf>
- [58] US Environmental Protection Agency. National primary drinking water standards [R]. Washington DC: US EPA, 2003