

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20190626001

曾勇, 孙霄, 赖雨薇, 等. 基于物种敏感性分布的多环芳烃水生态系统风险评价方法与应用[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(5): 235-243

Zeng Y, Sun X, Lai Y W, et al. Aquatic ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons based on species sensitivity distribution [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2020, 15(5): 235-243 (in Chinese)

基于物种敏感性分布的多环芳烃水生态系统风险评价方法与应用

曾勇^{1,2,3,*}, 孙霄^{1,2,3}, 赖雨薇^{1,2,3}, 喻兆⁴

1. 中国石油大学(北京)化学工程与环境学院, 北京 102249

2. 重质油国家重点实验室, 北京 102249

3. 北京市油气污染防治重点实验室, 北京 102249

4. 北京第二中学, 北京 100085

收稿日期: 2019-06-26

录用日期: 2019-09-27

摘要: 多环芳烃(PAHs)是一种典型的持久性有机物,当前对 PAHs 的水生态风险评价中,主要集中在个体与种群水平,难以反映生态系统各级物种对 PAHs 毒性的综合响应。基于美国生态毒理数据库(ECOTOX),根据水生态系统各营养级功能组分类筛选,获得可靠的物种急、慢性毒性数据,以 Burr III 型分布拟合曲线,构建蔡、芴、蒽、芘、苝、菲、苯并[a]芘和荧蒽这 8 种常见 PAHs 的物种敏感性分布(SSD)曲线,结合急慢性比率系数法,外推出基于生态系统水平的慢性水质基准值,分别为 10.25、6.75、0.06、1.95、0.03、3.50、0.05 和 0.50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;并将计算结果与国内外已有基准/标准进行了对比,偏差不超过一个数量级,验证了计算结果的可靠性和准确性;运用所建方法对松花江、辽河、海河、黄河、长江、淮河和珠江这七大流域进行 PAHs 生态风险评价,发现海河和长江流域的 PAHs 生态风险较低,黄河、淮河和珠江流域的 PAHs 生态风险中等,松花江和辽河流域的 PAHs 生态风险最高。所建方法具原理易懂、计算简便和应用方便的特点,为相似污染物水质基准的建立和生态风险评价提供了参考。

关键词: 多环芳烃;生态系统;慢性毒性;生态风险;环境基准;物种敏感性

文章编号: 1673-5897(2020)5-235-09

中图分类号: X171.5

文献标识码: A

Aquatic Ecosystem Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Based on Species Sensitivity Distribution

Zeng Yong^{1,2,3,*}, Sun Xiao^{1,2,3}, Lai Yuwei^{1,2,3}, Yu Zhao⁴

1. School of Chemical Engineering and Environment, China University of Petroleum (Beijing), Beijing 102249, China

2. State Key Laboratory of Heavy Oil Processing, Beijing 102249, China

3. Beijing Key Laboratory of Oil & Gas Pollution Control, Beijing 102249, China

4. Beijing No. 20 Middle School, Beijing 100085, China

Received 26 June 2019

accepted 27 September 2019

Abstract: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are a type of typical persistent organic matters, which are

基金项目:“十三五”国家油气重大专项“页岩气等非常规油气开发环境影响评估与环境效益综合评价技术”(2016ZX05040-001)

第一作者:曾勇(1974—),男,博士,副教授,研究方向为水生态效应与模拟, E-mail: yongzeng1974@163.com

* 通讯作者(Corresponding author), E-mail: yongzeng1974@163.com

widely distributed in China's water body. Ecological risk assessment of PAHs is now a hot issue and is of great significance to the management and protection of aquatic ecosystems. At present, the aquatic ecological risk assessment of PAHs is mainly focused on individual and population level, and there is still a lack of ecosystem level studies. Based on the Ecotoxicology Database of United States Environmental Protection Agency (ECOTOX), this paper obtains reliable acute and chronic toxicity data of species according to the trophic functional group classification of aquatic ecosystems, and develops the species sensitivity distribution (SSD) curves of eight common PAHs such as naphthalene, aenaphthene, fluorene, anthracene, pyrene, phenanthrene, fluoranthene and benzo[a]pyrene, using Burr III distribution fitting curve. Combined with the acute and chronic data ratio method, the baseline values of chronic toxicological water quality based on ecosystem level are derived, which are 10.25, 6.75, 0.06, 1.95, 0.03, 3.50, 0.05, 0.50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ respectively. These results are close to the values of existing standards at home and abroad, which verifies the reliability and accuracy of the results. The developed method is applied for the ecological risk assessment of PAHs in the seven major river basins of Songhua River, Liaohe River, Haihe River, Yellow River, Yangtze River, Huaihe River and Pearl River. It is found that the risk of the Haihe River and the Yangtze River is low; the risk of the Yellow River, the Huaihe River and the Pearl River is moderate; the risk of the Songhua River and the Liaohe River is the highest. The method developed in this paper provides a reference for the establishment of water quality benchmarks for PAHs and similar pollutants, as well as for ecological risk assessment at the ecosystem level.

Keywords: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); ecosystem; chronic toxicity; ecological risk; environmental benchmarks; species sensitive distribution (SSD)

多环芳烃 (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 是一类由 2 个或 2 个以上苯环以线状、角状或簇状排列的中性或非极性碳氢化合物, 已被证实具有致畸、致癌和致突变的“三致”作用, 是典型的持久性有毒有机污染物, 对生态系统和人体健康构成极大的威胁。PAHs 能够通过废水排放、大气沉降、地表径流及原油泄漏等多种途径进入水体, 对水生生物造成不利影响; 并通过饮水、皮肤接触及水产品食用等途径危害人体健康^[1]。研究表明, 16 种优控 PAHs 在我国环境介质中普遍分布, 部分水体污染严重^[2]。因此, 评价 PAHs 的水生生态风险对流域生态管理、维护生态系统健康和人群健康具有重要意义。

PAHs 水生生态风险评价的相关研究中, 黄健等^[3]研究了蒽和苯并[a]芘对海洋微藻致毒机理, 得到了二者 72 h 的半数效应浓度(72 h-EC₅₀); 徐东晖和刘光兴^[4]研究了萘对火腿许水蚤急性和慢性毒性效应, 得到了萘对火腿许水蚤 48 h 的半数致死浓度(48 h-LC₅₀)和 96 h 的半数致死浓度(96 h-LC₅₀); 陈辉辉等^[5]研究了 PAHs 对唐鱼的急性毒性效应, 得到了菲和萘对唐鱼的 96 h-LC₅₀ 以及安全质量浓度; 杨涛等^[6]在实验室条件下研究了菲对红鳍笛鲷的 96 h 急性毒性; 许文武等^[7]研究了芘对斜生栅藻的毒性, 获得了藻生长的 EC₅₀; 刘翔宇等^[8]比较了芘对斑马鱼不同发育阶段的毒性效应; 张翼飞等^[9]从个体生

理特征、组织结构、细胞毒性和基因毒性层次综述了 PAHs 对海洋贝类等多种生物的毒性效应。目前, PAHs 水生态风险多采用单一化合物、单物种毒理实验结果进行评价, 评价尺度限于单物种, 与实际生态系统多物种响应的现状不符, 难以在系统层面反映 PAHs 对生态系统的整体影响, 计算结果难以推广。并且, 这些研究主要集中于几种较为常见的 PAHs, 如蒽、菲和苯并[a]芘等, 对其他优控 PAHs 的毒理效应和生态风险研究较少。如何将个体生物的测试结果外推至生态系统受到的影响, 形成一个统一的毒性阈值, 是 PAHs 生态风险评估中亟需解决的难点。

在系统尺度上评价化合物水生态风险, 除生态模型法外, 物种敏感性分布法(species sensitivity distribution, SSD)因原理易懂、计算简单和应用方便受到研究者关注^[10-13]。SSD 法是将各物种对某一特定化合物的毒性数据进行数学拟合, 构建 SSD 曲线, 由此确定一个可以保护生态系统大多数生物的安全浓度(HC_p), 这个浓度通常以 HC₅ 表示, 即 5% 物种受到危害的浓度或保护 95% 物种的浓度。该方法为生态效应阈值即预测无效应浓度(PNEC)的推导方法, 也是多个国家用来确定水环境基准的主要方法^[14]。刘良等^[15]基于急性毒性数据, 选择脊椎动物和无脊椎动物分组, 构建了淡水生物对 8 种常见 PAHs 的物种敏感性分布, 计算了 8 种 PAHs 对不同

类别生物的 HC₅ 阈值,并应用浓度加和模型评价了混合物对水生生物的急性联合生态风险。李斌等^[16]也用类似方法构建了 8 种常见 PAHs 对淡水生物的 SSD 曲线。SSD 法应用的前提假设是这些物种的选择具有随机性,且能够代表给定生态系统的群落结构。虽然已有研究者构建了常见 PAHs 的 SSD 曲线,但存在样本量小、各营养级代表物种不全、以急性毒性数据为主以及计算结果缺乏验证等不足。

本研究基于美国生态毒理数据库(ECOTOX)中不同物种的急、慢性毒性数据,优选水生生态系统各级营养级代表物种,获取足够的样本量,构建急、慢性数据转化方式,最终构建出蔡、苜、苜、苜、苜、苜、苜和苜这 8 种常见 PAHs 的水生生态系统的 SSD 曲线,推导出保护水生生物的 PAHs 慢性毒性基准值,并将基准值与现有国内外标准进行交叉验证,检验计算结果的科学性和合理性;并以我国七大流域水体为例,应用所建方法评价其 PAHs 水生态风险,验证所建方法的应用效果,为水生态系统健康管理及我国水体 PAHs 水质基准的确定提供依据。

1 方法 (Methods)

1.1 毒性数据的来源与筛选

本研究中,毒性数据来源于 ECOTOX。依据本研究目标,提出以下数据筛选原则:①涵盖分解者、

消费者和生产者这三大营养级;②涵盖藻类、两栖动物、甲壳类、鱼类、昆虫类、无脊椎动物类和爬虫类中的至少 5 个类群,每类群中代表物种不少于 5 个;③毒性数据样本数不少于 30,实验对象和过程符合标准测试方法。数据筛选标准如表 1 所示^[14]。

筛选后的样本数据情况如表 2 所示。从类群分布看,数据集中分布在消费者中的甲壳类、鱼类、软体类和昆虫类,生产者中藻类数据也较多,而消费者中的两栖动物类和无脊椎动物类以及分解者蠕虫类的数据较少。

1.2 物种敏感性分布曲线拟合

1.2.1 原理

将毒性效应浓度按从小到大排列,计算每个浓度下的累计概率。以累计概率为纵坐标(%),浓度为横坐标($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)构建 SSD 曲线。目前,未有理论证明 SSD 属于某一特定曲线形式,因此可选择不同的曲线进行拟合。本研究采用 Burr III 型分布拟合曲线,这是一种灵活的分布函数,对物种敏感性数据拟合特性较好,已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]。Burr III 型函数的参数方程为:

$$F(x)=\frac{1}{\left[1+\left(\frac{b}{x}\right)^c\right]^k} \tag{1}$$

表 1 用于构建物种敏感性分布 (SSD) 曲线的毒性数据标准

参数 Parameters	原则 Criterion
物种 Species	我国水环境中存在的水生物种及国际推荐的模式测试物种 Chinese native aquatic species or model test species
生命阶段 Lifestage	早期生活阶段和成熟阶段 Larval, juvenile and adult
测试时间 Test duration	急性毒性数据:藻类 24 ~ 72 h;无脊椎动物 24 ~ 96 h;鱼类 48 ~ 96 h Acute toxicity data: Alga 24 ~ 72 h; invertebrate 24 ~ 96 h; fish 48 ~ 96 h 慢性毒性数据:藻类 1 ~ 10 d;甲壳类 4 ~ 30 d;鱼类 2 ~ 90 d Chronic toxicity data: Algae 1 ~ 10 d; crustaceans 4 ~ 30 d; fish 2 ~ 90 d
暴露媒介 Exposure media	淡水和咸水 Freshwater and salt water
暴露方式 Exposure regime	静态、半静态和流水式 Static, semi-static and flow
毒性终点 Toxicity endpoint	急性终点:半数致死浓度/半数效应浓度(LC ₅₀ /EC ₅₀); 慢性终点:无可观察效应浓度/最低可观察效应浓度(NOEC/LOEC) Acute endpoint: Median lethal concentration/median effect concentration (LC ₅₀ /EC ₅₀); Chronic endpoint: No observed effect concentration/lowest observed effect concentration (NOEC/LOEC)

式中: $F(x)$ 为累计概率,即受影响物种占比(%); x 为污染物在水体中的浓度($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), b 、 c 和 k 为函数参数。当 k 趋于无穷大时,Burr III 分布可变化为 Weibull 分布:

$$F(x)=\exp\left(-\frac{\alpha}{x^\beta}\right) \tag{2}$$

式中: α 和 β 为函数参数,其他符号释义同前。实际应用中,如果 $k>100$,可应用 Weibull 分布函数进行拟合^[16]。

澳大利亚联邦科学和工业研究组织(Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, CSIRO)提供了该方法的计算软件 BurrIizO(版本 1.0.14)^[16]。BurrIizO 软件可自动对输入的毒性数据进行升序排列,并根据样本数据的实际分布情况,在 Burr III 和 Weibull 之间进行切换,优化拟合方式,确保拟合精准度;该软件还可给出任一累计概率 P 对应的浓度值 HC_P 。

蒋丹烈等^[17]建议在使用 SSD 法时最好采用慢性毒性数据,以减少不确定性。张怡婷等^[18]的研究表明,在慢性数据缺失的情况下,急慢性比率系数法(ACR)可以较准确地实现 HC_P 值从急性到慢性的外推。本研究中,在慢性毒性数据不少于 30 个时,直接使用慢性毒性数据包括无可观察效应浓度/最低可观察效应浓度(NOEC/LOEC)进行 SSD 曲线拟合,并获得累计概率 P 对应浓度 $\text{HC}_{P\text{Chr}}$;当慢性毒性数据不足,先使用急性毒性数据进行 SSD 拟合,获得

累计概率 P 对应的浓度 $\text{HC}_{P\text{Acu}}$,再采用 ACR,将 $\text{HC}_{P\text{Acu}}$ 转换为 $\text{HC}_{P\text{Chr}}$,转换公式为:

$$\text{HC}_{P\text{Chr}}=\frac{\text{HC}_{P\text{Acu}}}{\text{ACR}} \tag{3}$$

该方法的前提是假设急、慢性效应数据间存在一定的关系,而且这种关系在相同化合物的不同物种之间是相同的。因此,计算 ACR 的数据对必须是同物种、且来自同一文章或是相同实验室的报道。本研究中,考虑到数据样本的实际情况,使用 ACR 的推荐默认值 10,该默认值由美国环境保护局(US EPA)、经济合作与发展组织(OECD)和澳大利亚及新西兰农业资源管理委员会和澳大利亚及新西兰环境保护委员会(ARMCANZ and ANZECC)推荐使用^[14,16]。

1.2.2 水质基准的计算

将累计概率 5% 对应的浓度设定为安全阈值浓度,当数据为慢性毒性数据时,计算慢性水质基准值(CWQC)的公式为:

$$\text{CWQC}=\frac{\text{HC}_{5,\text{Chr}}}{\text{AF}} \tag{4}$$

或者,当数据为急性毒性数据时,计算 CWQC 的公式为^[18-20]:

$$\text{CWQC}=\frac{\text{HC}_{5,\text{Acu}}}{(\text{ACR}\times\text{AF})} \tag{5}$$

式中: CWQC 为慢性水质基准值($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); ACR 为急慢性比率系数,取推荐默认值 10; AF 为评价因子,取值为 1~5; AF 与运用 SSD 推导 HC_5 的不确

表 2 多环芳烃(PAHs)样本数据特征

Table 2 Data characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) samples

PAHs	样本数		涵盖水生生物类群							
	Sample size		Aquatic biota included							
	急性	慢性	藻类	两栖动物	甲壳	鱼类	昆虫	无脊椎动物	软体类	蠕虫类
	数据	数据								
	Acute	Chronic	Algae	Amphibians	Crustaceans	Fish	Insect	Invertebrate	Mollusca	Helminth
	toxicity data	toxicity data								
萘 Naphthalene	72		√	√	√	√		√	√	
芴 Fluorene	32		√		√	√	√		√	√
蒽 Anthracene	68			√	√	√	√		√	
苊 Acenaphthene	80		√		√	√	√		√	√
芘 Pyrene	45		√	√	√	√	√	√	√	
菲 Phenanthrene		62	√		√	√		√	√	√
苯并[a]芘 Benzo[a]pyrene		114	√	√	√	√	√	√	√	√
荧蒽 Fluoranthene		103	√	√	√	√	√	√	√	√

注:打“√”说明含该项。
Note: label“√” indicates that this item is included.

定性有关,取值需要考虑数据质量、毒性终点和毒性指标等所包含的物种多样性和代表性、化学物质的作用模式以及统计方法的不确定性等。在本研究中,选取 AF 为 4。

菲、荧蒽和苯并[a]芘的慢性毒性数据均在 30 个以上,直接用于 SSD 曲线拟合得到 $HC_{5,Chr}$,然后利用式(4)计算 CWQC;萘、苊、芴、蒽和芘的急性毒性数据较多,先使用急性数据进行 SSD 曲线拟合得到 $HC_{5,Acu}$,然后利用式(5)计算 CWQC。

1.3 水生态风险评价方法

使用风险商(risk quotient, RQ)来表征 PAHs 水体生态风险,其计算公式为:

$$RQ=\frac{PEC}{CWQC} \tag{6}$$

式中:RQ 是风险商,RQ<0.1 代表低风险水平,0.1≤RQ<1.0 代表中等风险水平,RQ≥1.0 代表高风险水平。预测环境浓度(predicted environmental concentration, PEC)一般较难获得,通常以实际检测浓度(measured environmental concentration, MEC)来代替 PEC 进行计算。

2 结果与讨论 (Results and discussion)

2.1 水质基准值的计算

8 种 PAHs 的 SSD 曲线拟合如图 1 所示。8 种 PAHs 分布函数类型及相关参数如表 3 所示。

根据 SSD 曲线可获取 5% 累计概率下的浓度阈值,根据数据性质,分别应用式(4)或式(5),计算得到各 PAHs 的慢性环境基准值,如表 4 所示。

表 3 PAHs 的分布函数及函数参数
Table 3 Distribution functions and function parameters of PAHs

PAHs	分布函数 Distribution function	参数 Parameters		
		α	β	
		<i>b</i>	<i>c</i>	<i>k</i>
萘 Naphthalene	Weibull	0.1054	-7.9468	
芴 Fluorene	Weibull	0.0589	-6.6324	
蒽 Anthracene	Weibull	-0.3110	-2.3193	
苊 Acenaphthene	Burr type III	6.5165	0.3081	0.0039
芘 Pyrene	Burr type III	-0.9694	-0.6332	1.9447
菲 Phenanthrene	Weibull	-0.5251	-4.4838	
苯并[a]芘 Benzo[a]pyrene	Burr type III	0.4943	-0.7046	0.7961
荧蒽 Fluoranthene	Burr type III	1.8769	-0.4579	0.9682

表 4 基于物种敏感性分布的 PAHs 慢性
水质基准值(CWQC)
Table 4 Chronic water quality criteria (CWQC) of
PAHs based on species sensitivity distribution

PAHs	CWQC/(μg·L ⁻¹)
萘 Naphthalene	10.25
芴 Fluorene	6.75
蒽 Anthracene	0.06
苊 Acenaphthene	1.95
芘 Pyrene	0.03
菲 Phenanthrene	3.50
苯并[a]芘 Benzo[a]pyrene	0.05
荧蒽 Fluoranthene	0.50

注:急性慢性比率系数法(ACR)为 10;评价因子(AF)为 4。
Note: Acute-to-chronic ratio (ACR) is 10; assessment factor (AF) is 4.

2.2 与各国相关标准的比对

为验证所建方法和计算结果的科学性和合理性,将计算结果与国内外的相关水质基准或标准进行对比,但国内外公布的 PAHs 水质基准/标准值较少且不全,主要有中国的《地表水环境质量标准》(GB3838—2002)和《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)、英国的《英格兰和威尔士地区环境基准值(淡水)》、欧盟的《地表水环境质量标准》。与相关标准值的对比结果如表 5 所示。

从表 5 可知,在可比较的 PAHs 化合物中,萘、蒽、苯并[a]芘和荧蒽的 CWQC 值与相关标准在同一数量级,表明本文所计算的风险阈值与相关标准较为接近,交叉验证了本文计算方法和计算结果是科学、合理的,可用于实际水体的生态风险评价。

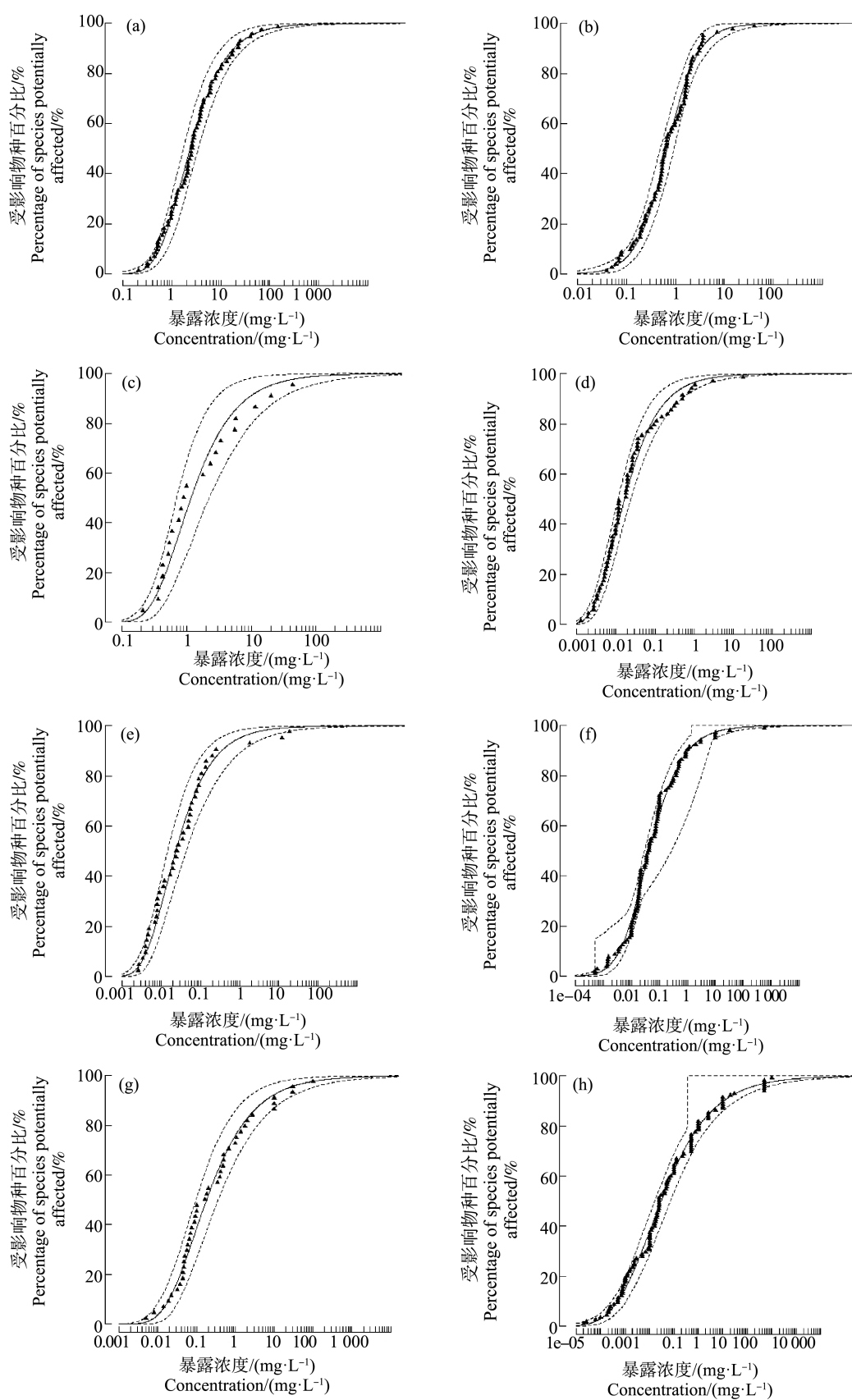


图1 萘(a)、芴(b)、芘(c)、蒽(d)、芘(e)、荧蒽(f)、菲(g)、和苯并[a]芘(h)的物种敏感性分布(SSD)曲线

Fig. 1 The species sensitivity distribution (SSD) curve of naphthalene (a), acenaphthene (b), fluorene (c), anthracene (d), pyrene (e), fluoranthene (f), phenanthrene (g), benzo[a]pyrene (h)

2.3 七大流域的 PAHs 生态风险评价

根据七大流域中 8 种优控 PAHs 的浓度中位数^[21],对松花江、辽河、海河、黄河、长江、淮河和珠江这七大水体进行 PAHs 生态风险评价,结果如表 6 所示。

由表 6 可知,在海河和长江,蒽存在中等生态风险,RQ 值分别为 0.1217 和 0.1047,其他 7 种 PAHs 的生态风险较低,RQ 值均<0.1;在黄河、淮河和珠江,蒽、芘和苯并[a]芘存在中等生态风险,RQ 值均在 0.1~1 之间;在松花江和辽河,蒽和苯并[a]芘存在高生态风险,RQ 值>1,芘存在中等生态风险,RQ

值在 0.1~1 之间;从整体看,松花江和辽河的 PAHs 生态风险最高,黄河、淮河和珠江生态风险中等,而海河和长江生态风险低。评价结果与原油加工及石油制品制造业企业的区域分布以及水体稀释能力有一定的相关性,据相关资料报道,辽宁、山东、广东、黑龙江、上海和甘肃境内分布的原油加工及石油制品制造业企业资产总额占全国的 58.34%^[22]。因此,松花江和辽河污染源强大,风险最高;黄河、珠江和淮河污染源强次之,水量中等,稀释能力一般,风险中等;而海河污染源弱小、长江稀释能力大,因此风险最低。

表 5 PAHs 的慢性水质基准值与相关标准的比较
Table 5 Comparison of chronic water quality criteria of PAHs with relevant standards in the world

PAHs	CWQC/(μg·L ⁻¹)	^a 英格兰和威尔士地区 环境基准值(淡水) (μg·L ⁻¹)	^b 欧盟地表水 环境质量标准值 (μg·L ⁻¹)	^c 中国的 地表水环境 质量标准值 (μg·L ⁻¹)	^d 中国的 生活饮用水 卫生标准值 (μg·L ⁻¹)
		^a Environmental benchmark values for England and Wales (freshwater) (μg·L ⁻¹)	^b Surface water environmental quality standard for European Union (μg·L ⁻¹)	^c Surface water environmental quality standard in China (μg·L ⁻¹)	^d Standard for drinking water in China (μg·L ⁻¹)
萘 Naphthalene	10.25	10	2.4		
芴 Fluorene	6.75				
蒽 Anthracene	0.06	0.02	0.1		
芘 Acenaphthene	1.95				
芘 Pyrene	0.03				
菲 Phenanthrene	3.50				
苯[并]a 芘 Benzo[a]pyrene	0.05	0.03	0.05	0.0028	0.01
荧蒽 Fluoranthene	0.50	0.02	0.1		

注:a、b、c 和 d 的数据分别来源于英国的《英格兰和威尔士地区环境基准值(淡水)》、欧盟的《地表水环境质量标准》、中国的《地表水环境质量标准》(GB3838—2002)和《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)。

Note: a, b, c and d data refer to *Environmental Baseline Values for England and Wales (Fresh Water)* of the United Kingdom, *Environmental Quality Standards for Surface Water* of the European Union, *Environmental Quality Standards for Surface Water* (GB3838—2002) of China, and *Standards for Drinking Water Quality* (GB 5749—2006) of China.

表 6 中国七大流域水体的 8 种 PAHs 的生态风险商 (RQ)
Table 6 Risk quotients (RQ) of 8 kinds of PAHs in the basins of seven major rivers in China

PAHs	松花江 Songhua River	辽河 Liaohe River	海河 Haihe River	黄河 Yellow River	长江 Yangtze River	淮河 Huaihe River	珠江 Pearl River
萘 Naphthalene	0.0340	0.0571	0.0017	0.0183	0.0013	0.0162	0.0100
芴 Fluorene	0.0009	0.0056	0.0009	0.0009	0.0001	0.0026	0.0030
蒽 Anthracene	1.0424	2.1217	0.1217	0.3252	0.1047	0.3163	0.4870
芘 Acenaphthene	0.0235	0.4487	0.0062	0.0246	0.0040	0.0139	0.0453
芘 Pyrene	0.1967	0.6800	0.0733	0.1313	0.0650	0.2253	0.4467
菲 Phenanthrene	0.0032	0.0154	0.0017	0.0063	0.0023	0.0073	0.0058
苯[并]a 芘 Benzo[a]pyrene	1.8380	3.8560	0.0700	0.4220	0.0550	0.3500	0.3780
荧蒽 Fluoranthene	0.0237	0.0069	0.0016	0.0059	0.0044	0.0800	0.0168

综上所述,本研究结果表明:

(1)基于生态系统三大营养级、5个类群以上的物种急、慢性毒性数据,在系统尺度下,构建了8种常见PAHs的物种敏感性分布曲线,结合急慢性比率系数法,外推出PAHs类化合物慢性水质基准值:萘、芴、蒽、苊、芘、菲、苯并[a]芘和荧蒽的慢性水质基准值分别为10.25、6.75、0.06、1.95、0.03、3.50、0.05和0.50 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$;将所得结果与国内外相关水质基准/标准做对比可知,其处于同一数量级,交叉验证了所建方法的科学性和合理性。

(2)运用所建方法评价松花江、辽河、海河、黄河、长江、淮河和珠江这七大流域的PAHs生态风险,发现海河和长江流域的PAHs生态风险较低,有1种PAHs存在中等生态风险;黄河、淮河和珠江流域的PAHs生态风险较高,有2种PAHs存在中等生态风险;松花江和辽河流域的PAHs生态风险最高,蒽和苯并[a]芘均存在高生态风险。应用过程验证了所建方法的可行性,并具有所需数据量小、方法简单、计算方便以及结果具一定准确性的优势。

(3)我国现有水质标准中缺少对PAHs的相关规定,仅有少数标准涉及到苯并[a]芘及总PAHs。本文所构建的生态风险评价方法可为相关标准或基准的制定提供借鉴,也为相似污染物的环境基准值的确定或水生态风险评价提供借鉴。

致谢:感谢中国石油大学(北京)化学工程与环境学院马骅副教授在文章修改中给予的帮助。

通讯作者简介:曾勇(1974—),男,博士,副教授,主要研究方向为水生态效应与模拟。

参考文献(References):

- [1] 秦宁,何伟,孔祥臻,等.中国水生生态系统中多环芳烃的生态毒性与生态风险研究进展[J].中国科技论文,2013,8(12):1209-1218
Qin N, He W, Kong X Z, et al. Research progress in ecotoxicity and eco-risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in China's aquatic ecosystems [J]. China Science Paper, 2013, 8(12): 1209-1218 (in Chinese)
- [2] 程家丽,黄启飞,魏世强,等.我国环境介质中多环芳烃的分布及其生态风险[J].环境工程学报,2007,1(4):138-144
Cheng J L, Huang Q F, Wei S Q, et al. A review on distribution and risks of pollution from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in China [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2007, 1(4): 138-144 (in Chinese)
- [3] 黄健,刘向东,唐学玺.蒽与苯并[a]芘对海洋微藻致毒影响的比较研究[J].青岛海洋大学学报,2000,30(3):499-502
Huang J, Liu X D, Tang X X. Study of the anthracene and benzo[a]pyrene toxicity effect on marine microalgae [J]. Journal of Ocean University of Qingdao, 2000, 30(3): 499-502 (in Chinese)
- [4] 徐东晖,刘光兴.多环芳烃(萘)对火腿许水蚤(*Schmackeria poplesia*)急性和慢性毒性效应的研究[J].生态毒理学报,2010,5(4):543-548
Xu D H, Liu G X. A study on the acute and chronic effects of NAPH on *Schmackeria poplesia* [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2010, 5(4): 543-548 (in Chinese)
- [5] 陈辉辉,覃剑晖,刘海超,等.典型重金属、多环芳烃及菊酯类农药对唐鱼的急性毒性效应[J].华中农业大学学报,2011,30(4):511-515
Chen H H, Qin J H, Liu H C, et al. Acute toxicity of representative heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and pyrethroid pesticide to *Tanichthys albonubes* [J]. Journal of Huazhong Agricultural University, 2011, 30(4): 511-515 (in Chinese)
- [6] 杨涛,陈海刚,蔡文贵,等.菲胁迫对红鳍笛鲷急、慢性毒性效应的研究[J].水产学报,2011,35(2):298-304
Yang T, Chen H G, Cai W G, et al. Acute and chronic toxicity effects of phenanthrene in seawater on crimson snapper (*Lutjanus erythropterus*) [J]. Journal of Fisheries of China, 2011, 35(2): 298-304 (in Chinese)
- [7] 许文武,侯梅芳,潘栋宇,等.多环芳烃(芘)对斜生栅藻的毒性研究[J].生态环境学报,2015,24(8):1361-1365
Xu W W, Hou M F, Pan D Y, et al. Study on the toxicity of PAHs (pyrene) to *Scenedesmus obliquus* [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(8): 1361-1365 (in Chinese)
- [8] 刘翔宇,孙力平,陈旭,等.芴对斑马鱼不同发育阶段毒性效应的比较研究[J].生态毒理学报,2014,9(2):284-290
Liu X Y, Sun L P, Chen X, et al. Comparison of toxic effect of fluorene on zebrafish at different developmental stages [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2014, 9(2): 284-290 (in Chinese)
- [9] 张翼飞,曲梦杰,丁家玮,等.多环芳烃对海洋贝类多生物水平毒性效应的研究进展[J].生态毒理学报,2019,14(1):18-29
Zhang Y F, Qu M J, Ding J W, et al. Ecotoxicology: A review of multi-toxicity in marine bivalve induced by polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. Asian Journal of Eco-

- toxicology, 2019, 14(1): 18-29 (in Chinese)
- [10] Xu F L, Li Y L, Wang Y, et al. Key issues for the development and application of the species sensitivity distribution (SSD) model for ecological risk assessment [J]. *Ecological Indicators*, 2015, 54: 227-237
- [11] He J, He H Q, Yan Z G, et al. Comparative analysis of freshwater species sensitivity distributions and ecotoxicity for priority pesticides: Implications for water quality criteria [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 176: 119-124
- [12] Andrea G, Alberto B, Laura G, et al. Deriving predicted no-effect concentrations (PNECs) for emerging contaminants in the River Po, Italy, using three approaches: Assessment factor, species sensitivity distribution and AQUATOX ecosystem modelling [J]. *Environment International*, 2018, 119: 66-78
- [13] Van den Brink P J, de Gelder D M B, Brock T C M, et al. Exposure pattern-specific species sensitivity distributions for the ecological risk assessments of insecticides [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 180: 252-258
- [14] 穆景利, 靳非, 王菊英, 等. 基于物种敏感性分布的保护海水水生生物的石油烃急性毒性基准研究[J]. *生态毒理学报*, 2015, 10(1): 169-181
- Mu J L, Jin F, Wang J Y, et al. Development of acute aquatic toxicity criteria for total petroleum hydrocarbon in oil spill based on species sensitivity distributions [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2015, 10(1): 169-181 (in Chinese)
- [15] 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
- Liu L, Yan X P, Wang Y, et al. Assessing ecological risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to freshwater organisms by species sensitivity distributions [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(5): 647-654 (in Chinese)
- [16] 李斌, 解启来, 刘昕宇, 等. 流溪河水体多环芳烃的污染特征及其对淡水生物的生态风险[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(2): 367-374
- Li B, Xie Q L, Liu X Y, et al. Pollution and ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons by species sensitivity distributions in the Liuxi River, South China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(2): 367-374 (in Chinese)
- [17] 蒋丹烈, 胡霞林, 尹大强. 应用物种敏感性分布法对太湖沉积物中多环芳烃的生态风险分析[J]. *生态毒理学报*, 2011, 6(1): 60-66
- Jiang D L, Hu X L, Yin D Q. Ecological risk assessment on polycyclic aromatic hydrocarbons of sediment in Taihu Lake using species sensitivity distributions [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, 6(1): 60-66 (in Chinese)
- [18] 张怡婷, 王蕾, 刘济宁, 等. 应用不同毒理学终点评估酚类物质的生态危害和风险[J]. *生态与农村环境学报*, 2016, 32(2): 326-331
- Zhang Y T, Wang L, Liu J N, et al. Using different toxicological end points to evaluate phenolic compounds for ecological hazard and risk [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(2): 326-331 (in Chinese)
- [19] 张瑞卿, 吴丰昌, 李会仙, 等. 应用物种敏感度分布法研究中国无机汞的水生生物水质基准[J]. *环境科学学报*, 2012, 32(2): 440-449
- Zhang R Q, Wu F C, Li H X, et al. Deriving aquatic water quality criteria for inorganic mercury in China by species sensitivity distributions [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(2): 440-449 (in Chinese)
- [20] 张亚辉, 曹莹, 周腾耀, 等. 我国环境中 PFOS 的预测无效应浓度[J]. *中国环境科学*, 2013, 33(9): 1670-1677
- Zhang Y H, Cao Y, Zhou T Y, et al. Predicted non-effect concentrations for PFOS of environment in China [J]. *China Environmental Science*, 2013, 33(9): 1670-1677 (in Chinese)
- [21] 范博, 王晓南, 黄云, 等. 我国七大流域水体多环芳烃的分布特征及风险评价[J]. *环境科学*, 2019, 40(5): 2101-2114
- Fan B, Wang X N, Huang Y, et al. Distribution and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in water bodies in Seven Basins of China [J]. *Environmental Science*, 2019, 40(5): 2101-2114 (in Chinese)
- [22] 中研网. 石油化工行业市场产量分析及行业重点区域产量分布 [EB/OL]. (2019-03-28) [2019-06-26]. <http://www.chinairn.com/news/20190328/153538613.shtml>. ◆