

基于不确定性分析的太湖水体多环芳烃的生态风险评价

郭广慧^{1,2,3,4}, 吴丰昌^{3,4*}, 何宏平¹, 冯承莲^{3,4}, 张瑞卿^{1,2,3,4}, 李会仙^{3,4}

(1. 中国科学院广州地球化学研究所, 广州 510640; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. 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, 北京 100012; 4. 中国环境科学研究院国家环境保护湖泊污染控制重点实验室, 北京 100012)

摘要: 利用概率法[蒙特卡罗抽样(monte carlo sampling, MCS)和拉丁超立方抽样(latin hypercube sampling, LHS)]、区间分析法、模糊数法和方差传递等不确定性处理方法, 分析了太湖水体 \sum PAH₈生态风险的不确定性, 量化了不确定性因素影响的太湖水体 \sum PAH₈的生态风险. 结果表明, 基于概率理论的MCS和LHS模拟结果为太湖水体 \sum PAH₈危害商值的概率分布, 危害商值的平均值分别为0.37和0.35, 90%的置信区间分别为(0.00018, 0.89)和(0.00017, 0.92), 超过临界值1的概率分别为9.71%和9.68%. 敏感性分析表明毒性数据对 \sum PAH₈商值概率分布的影响较大; 区间分析结果表明太湖水体 \sum PAH₈危害商值范围为0.00017~0.99; 模糊数计算得到可信度为0.9对应的太湖水体 \sum PAH₈危害商值的区间值为(0.0015, 0.0163); 方差传递结果表明太湖水体 \sum PAH₈的危害商值在90%置信水平下的置信区间为(0.00016, 0.88), 各种不确定性分析均表明PAHs的生态风险较低. 通过各种方法比较, 基于概率理论的不确定性处理技术更适合太湖水体PAHs的生态风险评价, 可为水体有机污染物的风险管理和控制提供科学依据.

关键词: 太湖; 水环境; 多环芳烃; 生态风险评价; 不确定性分析

中图分类号: X820.4 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2012)04-1091-07

Uncertainty Characterization Approaches for Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon in Taihu Lake

GUO Guang-hui^{1,2,3,4}, WU Feng-chang^{3,4}, HE Hong-ping¹, FENG Cheng-lian^{3,4}, ZHANG Rui-qing^{1,2,3,4}, LI Hui-xian^{3,4}

(1. Guangzhou Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510640, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 4. State Environmental Protection Key Laboratory for Lake Pollution Control, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: Probabilistic approaches, such as Monte Carlo Sampling (MCS) and Latin Hypercube Sampling (LHS), and non-probabilistic approaches, such as interval analysis, fuzzy set theory and variance propagation, were used to characterize uncertainties associated with risk assessment of \sum PAH₈ in surface water of Taihu Lake. The results from MCS and LHS were represented by probability distributions of hazard quotients of \sum PAH₈ in surface waters of Taihu Lake. The probabilistic distribution of hazard quotient were obtained from the results of MCS and LHS based on probabilistic theory, which indicated that the confidence intervals of hazard quotient at 90% confidence level were in the range of 0.00018-0.89 and 0.00017-0.92, with the mean of 0.37 and 0.35, respectively. In addition, the probabilities that the hazard quotients from MCS and LHS exceed the threshold of 1 were 9.71% and 9.68%, respectively. The sensitivity analysis suggested the toxicity data contributed the most to the resulting distribution of quotients. The hazard quotient of \sum PAH₈ to aquatic organisms ranged from 0.00017 to 0.99 using interval analysis. The confidence interval was (0.0015, 0.0163) at the 90% confidence level calculated using fuzzy set theory, and the confidence interval was (0.00016, 0.88) at the 90% confidence level based on the variance propagation. These results indicated that the ecological risk of \sum PAH₈ to aquatic organisms were low. Each method has its own set of advantages and limitations, which was based on different theory; therefore, the appropriate method should be selected on a case-by-case to quantify the effects of uncertainties on the ecological risk assessment. Approach based on the probabilistic theory was selected as the most appropriate method to assess the risk of \sum PAH₈ in surface water of Taihu Lake, which provided an important scientific foundation of risk management and control for organic pollutants in water.

Key words: Taihu Lake; aquatic environment; polycyclic aromatic hydrocarbon; ecological risk assessment; uncertainty analysis

收稿日期: 2011-05-17; 修订日期: 2011-07-09

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973)项目(2008CB418200); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07503)

作者简介: 郭广慧(1981-), 女, 博士, 主要研究方向为环境风险评价, E-mail: kellyggh@163.com

* 通讯联系人, E-mail: wufengchang@vip.skleg.cn

近年来,水体有机污染物的浓度水平、污染分布及其对水生生态系统的影响已受到科学界和公众的广泛关注^[1-3].生态风险评价能够有效地量化污染物对生态系统的影响,为污染物的风险控制和修复对策提供科学依据.不确定性分析贯穿于生态风险评价的整个过程(包括危害识别、暴露评价、毒性评价和风险表征)^[4].生态风险评价的不确定性主要来源于水环境生态系统的复杂性及人类认知能力的局限性,不确定性的类型可分为参数不确定性(如样品取样误差、测量过程的系统误差和随机误差等)、模型不确定性(如模型参数、模型简化等)和情景不确定性(如描述性误差等)^[5-7].因此,在风险表征时必须进行评价结果的不确定性分析,利用合适的处理方法尽量减少不确定性,为风险评价者和决策制定者提供丰富而可靠的评价信息,以便于科学地指导水体污染物的风险管理.

生态风险评价中的不确定性分析是指对数据获取、暴露评价和毒性评价的不确定性进行定量或定性描述,尽量减少风险评价中的不确定性.目前,处理生态风险评价中不确定性的方法可归为3类:①基于概率理论的方法,这类方法建立在随机变量概率分布基础上,如使用蒙特卡罗抽样(monte caro sampling, MCS)^[8]和拉丁超立方抽样(latin hypercube sampling, LHS)技术模拟风险的概率分布^[9];②区间分析,区间分析将变量看成一个区间量,把变量的不确定性因素转为区间值,进行区间数学的运算,该方法已应用于水质评价管理中^[10,11];③基于模糊理论的方法,该方法通过采用模糊三角数建立生态风险评价的模糊评价模型,从而量化了生态风险评价的不确定性^[12,13].此外,方差传递和敏感性分析等方法也广泛应用于生态风险评价的不确定性分析^[14].

本研究以太湖水体 \sum PAH₈生态风险评价为例,采用概率法、区间分析、模糊数和方差传递等方法,对太湖水体PAHs生态风险评价中的不确定性进行分析,旨在提高生态风险评价的准确性和精确性,为水体有机污染物的生态风险管理和决策制定提供科学参考.

1 不确定性分析方法

1.1 概率法

概率法首先定义暴露浓度和毒性数据的概率分布,按简单随机抽样(monte carlo sampling, MCS)和分层抽样(latin hypercube sampling, LHS)的方法从

这些分布中随机抽取样本,从而得到危害商值的概率分布. MCS从暴露浓度和毒性数据概率分布中分别随机抽取变量,且抽取个体的概率相等,最后通过重复抽样得到危害商值的概率分布; LHS将暴露浓度和毒性数据概率分布分成均等的层次,从各个独立的层次中抽取样本,分层数量和样本重复抽样数相等,且各层只抽取一个随机变量,最终得到危害商值的概率分布.对偏态分布而言, MCS一般从样本分布较少的低概率密度区进行抽样,即从偏尾端抽样; LHS方法则从样本整体分布考虑^[15],这说明相对于MCS方法, LHS方法更适合构建小样本的概率分布,区间分析得到结果仅为危害商值的最小值和最大值.在获得的数据能够模拟参数的概率分布时,可根据获得数据的情况以及模型检验结果等来选择合适的分配模型,利用概率法处理风险评价过程中的不确定性.较常见的概率分布包括Normal分布、Log-normal分布、Triangular分布和Logtriangular分布^[16-18].但在数据资料少或精确性不高的情况下,概率法存在一定的局限性,预测的结果也会偏离实际.

敏感性分析通常认为是概率不确定性分析结果的一部分,反映各参数对评价结果的动态扰动^[14,19].敏感性分析可通过Monte Carlo随机模拟暴露浓度-危害商值和毒性数据-危害商值的相关性来判断各变量对评价结果影响的相对大小.与评价结果具有较强相关性的变量较为敏感,说明该变量对评价结果的影响最大.尤其是对多参数模型,敏感性分析可辨识对评价结果影响较大的参数,并对其进一步分析,预测和估算影响程度,以便采取有效的措施减少其不确定性影响.

1.2 区间分析法

在没有提供精确数据或现有数据不足以描述参数概率分布的情况下,区间分析可利用参数的区间范围计算得到风险值的范围.如只获得暴露浓度和毒性数据的最小值和最大值,经区间分析得到危害商值的最大值和最小值范围,计算方法见式(1):

$$\begin{aligned} HQ [e f] &= \frac{EEC [a b]}{TOX [c d]} = [a b] \times \left[\frac{1}{c}, \frac{1}{d} \right] \\ &= \left[\min \left(a \times \frac{1}{c}, a \times \frac{1}{d}, b \times \frac{1}{c}, b \times \frac{1}{d} \right), \right. \\ &\quad \left. \max \left(a \times \frac{1}{c}, a \times \frac{1}{d}, b \times \frac{1}{c}, b \times \frac{1}{d} \right) \right] \\ &\text{if } c, d \neq 0 \end{aligned} \quad (1)$$

式中, EEC [a b]为暴露浓度的范围(ng/L),其中a和b分别为暴露浓度的最小值和最大值; TOX [c ,

$d]$ 为毒性数据的范围(ng/L) c 和 d 分别为毒性数据的最小值和最大值; $\text{HQ}[e, f]$ 为危害商值范围 e 和 f 分别为危害商值的最小值和最大值.

一些污染物的风险值变异性较大,暴露浓度和毒性数据的变异性也比较大,有的甚至相差几个数量级^[20].因此可将区间分析分解为多维向量处理,进而对区间线性方程求解,计算过程不仅复杂化,计算结果的准确性也会受到一定影响.

1.3 模糊数法

模糊理论通过“部分真实”的概念量化变量的不确定性,通过隶属函数来确定模糊集合中要素的隶属.为反映暴露浓度和毒性数据的波动性和不确定性特征,将暴露浓度和毒性数据分别定义为三角模糊数 $\tilde{E} = (e_1, e_2, e_3)$ (ng/L), $\tilde{T} = (t_1, t_2, t_3)$ (ng/L), 式中 e_1 , e_2 和 e_3 分别为暴露浓度的最小值,最可能值和最大值, t_1 , t_2 和 t_3 分别为毒性数据的最小值,最可能值和最大值.最后,得到带有模糊参数的危害商值(\tilde{H}_q)的模糊评价模型,式(2):

$$\tilde{H}_q = \tilde{E} \Delta \tilde{T} \quad (2)$$

式中,符号 Δ 为模糊数的除法运算.

由于三角模糊数乘除运算的结果所对应的隶属函数不是线性函数,因而在求解时,一般借助 α -截集技术,将模糊数 \tilde{E} 和 \tilde{T} 分别转化为同一可信度水平 α 相对应的区间数,式(3)和(4).

$$\tilde{E}^\alpha = [E_L^\alpha, E_R^\alpha] = [(e_2 - e_1) \times \alpha + e_1, (e_3 - e_2) \times \alpha + e_3] \quad (3)$$

$$\tilde{T}^\alpha = [T_L^\alpha, T_R^\alpha] = [(t_2 - t_1) \times \alpha + t_1, (t_3 - t_2) \times \alpha + t_3] \quad (4)$$

式中, \tilde{E}^α 和 \tilde{T}^α 分别为三角模糊数 \tilde{E} 和 \tilde{T} 对应的 α -截集,即可信度水平不低于 α 的数据的集合, $[E_L^\alpha, E_R^\alpha]$ 和 $[T_L^\alpha, T_R^\alpha]$ 分别为可信度水平为 α 对应的暴露浓度和毒性数据区间值.

因此,可信度水平 α 对应的危害商值(\tilde{H}_q^α)根据式(5)计算:

$$\tilde{H}_q^\alpha = \tilde{E}^\alpha \Delta \tilde{T}^\alpha = \left[\frac{E_L^\alpha}{T_R^\alpha}, \frac{E_R^\alpha}{T_L^\alpha} \right] \quad (5)$$

模糊数分析中使用复杂的隶属函数,将会增加计算的复杂程度^[21].另外,模糊区间值分析是对模糊数集理论的扩展,基于区间值分析的隶属度函数比单值的隶属度函数更能反映风险评价中的不确定性.不过这种方法在处理多维模糊集时需要更复杂的计算.同时,模糊数方法过分依赖个人主观判断,可能使评价结果具有一定的主观不确定性^[22].

1.4 方差传递法

方差传递方法基于随机变量方差传播理论.该方法适用范围小,仅适用于简单的风险评价模型,对复杂的模型,这种方法的计算可能会产生不切合实际的结果^[23].对于各个独立变量的加和模型,计算结果的平均值为模型中各变量的平均值之和,方差为各变量方差之和;对于简单相乘或相除的模型,可通过自然或常用对数转化为简单相加或相减模型,从而得到计算结果的平均值和方差.

危害商值在置信水平为90%的置信区间的上限值和下限值根据式(6)和(7)计算:

$$X_{90} = X_g \times S_g^{1.65} \quad (6)$$

$$X_{10} = \frac{X_g}{S_g^{1.65}} \quad (7)$$

式中, X_{90} 为90%置信区间的上限, X_{10} 为90%置信区间的下限, X_g 为危害商值的几何均值; S_g 为危害商值的几何标准差;1.65表示显著性水平为0.10对应的值.

各种不确定性分析方法之间既有联系又有区别(表1).从表1可知,与概率法计算机数值模拟不同,区间分析、模糊数分析和方差传递的结果均以区间范围表示.如方差传递法仅借助统计分布值,从置信限的角度研究参数的不确定性,从而得到危害商值的置信区间.区间分析和模糊数分析均通过暴露浓度和毒性数据的区间值计算得到危害商值的区间值;但区间分析具有明显的边界,模糊数集边界不明确.模糊数方法优越于区间分析,往往通过 α -截集技术可将一个模糊集分解为多个区间(隶属等级),从而可得到不同可信度水平对应的危害商值区间值^[24].模糊分析是通过定义集合的隶属度来表示不确定性,而概率方法使用事件的发生或不发生模拟不确定性.因此,可根据已有数据的信息及对评价结果的要求选择合适的 uncertainty 分析方法,从而对水环境生态风险进行评价.

2 不确定性分析的应用研究

2.1 研究背景

太湖作为我国第三大淡水湖,为太湖流域工业、农业和生活提供了重要的水源.近年来,太湖流域工业化和城市化的发展使得持久性有机污染物不断涌现,对太湖水体造成潜在威胁^[3, 25, 26].本研究中的暴露浓度采用已有研究中太湖水体 \sum PAH₈的浓度水平^[27], \sum PAH₈的暴露浓度是将 PAH₈折算

表 1 几种不确定性分析方法的比较

Table 1 Comparisons of different uncertainties analysis approaches

项目	理论基础	适用范围	表达形式	计算过程
MCS 分析	概率统计理论 简单随机抽样	数据资料多 精确性高	概率分布	计算机模拟
LHS 分析	概率统计理论 分层抽样	数据资料多 精确性高	概率分布	计算机模拟
区间分析	区间数学理论	数据资料不足精确性 不高	区间范围	多维向量求解计算将 复杂化
模糊数分析	模糊集理论	数据资料不足精确性 不高	区间范围	复杂隶属函数计算将 复杂化

成 B[a]P 的等效浓度后的加和,因此效应评价选择 B[a]P 对水生生物的毒性数据. PAHs 对水生生物的毒性数据主要来自美国环境保护署 EPA ECOTOX 数据库 (<http://www.epa.gov/ecotox/>), 选择代表水生生态系统的生物包括绿藻 (*Selenastrum capricornutum*)、大型蚤 (*Daphnia magna*)、真宽水蚤 (*Eurytemora affinis*)、胡鲶 (*Clarias gariepinus*)、斑马鱼 (*Danil rerio*)、摇蚊 (*Chironomus riparius*)、埃及伊蚊 (*Aedes aegypti*) 等物种. 评价终点选择反映种群、群落或生态系统效应水平的存活率、死亡率或繁殖率等. 对于藻类, 可选择 4~7 d 毒性数据; 对于鱼类和甲壳类动物

的急性毒性尽量选择 96 h 的 LC₅₀ 或 EC₅₀; 对于大型蚤类等浮游动物的急性毒性尽量选择 48 h 的 LC₅₀ 或 EC₅₀. 通过急/慢性数据比率 (ACR = 100) [28, 29] 将急性毒性数据转为慢性毒性数据(无效应毒性数据 NOEC). 如果同时具有一个物种不同生命阶段的毒性数据, 选择最敏感的生命阶段的毒性数据. 如果一个物种有多个毒性数据, 计算几何均值代表该物种的毒性数据. 暴露浓度和毒性数据经自然对数转化后的统计分布特征见表 2. 经 Shapiro-Wilk 正态分布检验, 暴露浓度和毒性数据均符合对数正态分布 (P > 0.05), 其频数分布见图 1.

表 2 经自然对数转化后水体 ∑ PAH₈ 暴露浓度和毒性数据统计值

Table 2 Statistics of ln-transformed exposure concentrations and toxicity data of PAHs

参数	分布	n	经自然对数转化后的统计值/ng·L ⁻¹			
			最小值	最大值	平均值	标准差
暴露浓度	对数正态分布 (P = 0.06)	33	3.61	5.00	4.08	0.27
毒性数据	对数正态分布 (P = 0.58)	11	5.01	12.66	8.44	2.59

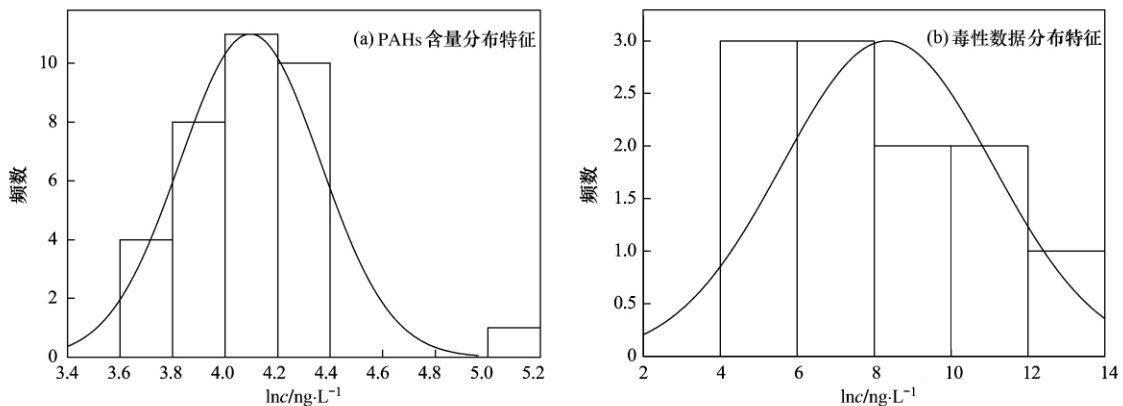


图 1 经自然对数转化后水体 PAHs 含量分布和 PAHs 对水生生物的毒性数据的分布特征

Fig. 1 Distributions of ln-transformed exposure concentrations and toxicity data of PAHs

2.2 不确定性分析结果

2.2.1 概率法分析

利用 MCS 和 LHS 方法对 ∑ PAH₈ 生态风险水

平的不确定性进行分析, ∑ PAH₈ 对水生生物的危害商值的统计值见表 3. 由表 3 可知, PAHs 危害商值概率分布的平均值为 0.37, 标准差为 4.01, 90%

表3 基于 MCS 和 LHS 方法分析太湖水体 PAHs 危害商值的统计值
Table 3 Statistics of hazard quotients of PAHs in surface waters of Taihu Lake based on MCS and LHS

抽样方法	平均值	中值	标准差	90% 的置信区间	超过 1 的概率
MCS	0.37	0.05	4.01	(0.000 18, 0.89)	9.71%
LHS	0.35	0.04	3.81	(0.000 17, 0.92)	9.68%

的置信区间的上下限分别为0.000 18和0.89,危害商值超过风险临界值1的概率为9.71%; PAHs对水生生物危害商值为0.35,标准差为3.81,90%的置信范围为0.000 18~0.92.危害商值超过风险临界值1的概率为9.68%.由此可知,经MCS和LHS进行不确定处理得到的评价结果基本一致,90%的置信区间值均低于风险临界值1,说明太湖水体PAHs的生态风险较低.

暴露浓度-危害商值及毒性数据-危害商值的散点图见图2.从中可看出暴露浓度和毒性数据对危害商值的影响,图2(a)中点样偏离了暴露浓度和危害商值的线性拟合曲线,两者表现为较弱的正相关关系,相关系数仅为0.134;图2(b)中点样明显集中在毒性数据和危害商值的线性拟合曲线两侧,呈较强的负相关关系,相关系数为0.996.因此,与暴

露浓度相比,毒性数据与危害商值的相关性更强,说明毒性数据对水体 \sum PAHs生态风险评价结果的影响较大.

2.2.2 区间分析

在区间分析中,如果模型中的参数以最小值和最大值的范围来表示,那么评价结果也以最小值和最大值的范围表示.太湖水体 \sum PAHs暴露浓度和毒性数据范围(最大值,最小值)分别为:EEC=(36.99,149.09)ng/L,TOX=(150,315 900)ng/L.根据式(2)得到商值的范围:HQ=(0.000 17,0.99).危害商值的最高值为0.99,接近风险临界值1,然而区间分析只获得风险值的范围,无法预测区间范围内商值的变化,不能为风险评价者和决策制定者提供详细的评价信息.

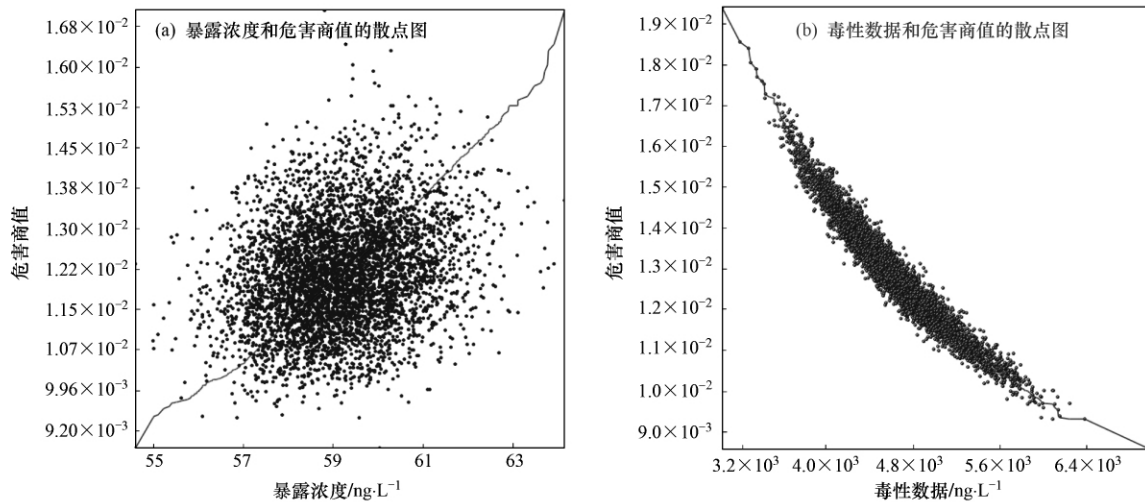


图2 暴露浓度和毒性数据对危害商值的影响

Fig. 2 Effects of exposure concentrations and toxicity data on the hazard quotients

2.2.3 模糊数分析

太湖水体 \sum PAHs暴露浓度和毒性数据的三角模糊数分别表示为 $\bar{E}=(36.99,59.15,149.09)$ ng/L, $\bar{T}=(150,4\ 628.56,315\ 900)$ ng/L.根据式

(6)~(9)得到不同可信度(或隶属度)水平对应的危害商值的区间值,如 α 分别取1、0.9、0.8、0.7、0.6和0时,相应的PAHs危害商值的区间值见表4.从表4可知,随着可信水平 α 的降低,危害商值的

表4 不同可信度水平下太湖水体 \sum PAHs危害商值(HQ)的区间值

Table 4 Interval values of HQ for PAHs in surface waters from Taihu Lake under different confidence levels

项目	$\alpha=1$	$\alpha=0.9$	$\alpha=0.8$	$\alpha=0.7$	$\alpha=0.6$	$\alpha=0$
HQ	0.012 7	(0.001 5, 0.016 3)	(0.000 8, 0.020 6)	(0.000 5, 0.026 2)	(0.000 4, 0.033 5)	(0.000 1, 0.993 9)

上下限范围不断扩大,数据的模糊性增加.可信水平 α 越大,表示数据越可信,该数据出现频率也越大;反之 α 越小,数据的可信度越低,数据出现的频率越小^[13]. $\alpha = 0$ 对应的 2 个值分别可能的危害商值的上下限, $\alpha = 1$ 对应的值为最可能的风险值.一般地,选择 $\alpha \geq 0.9$ 对应的危害商值作为风险决策的依据^[30].

2.2.4 方差传递

表 5 方差传递中暴露浓度和毒性数据及危害商值的统计值

Table 5 Statistics of exposure concentrations, toxicity data and hazard quotients in variance propagation

项目	平均值 ¹⁾	几何均值	方差 ¹⁾	几何标准差	90%的置信区间
暴露浓度	4.08	—	0.073	—	—
毒性数据	8.44	—	6.71	—	—
商值	-4.36	0.012	6.78	2.60	0.00016~0.88

1) 暴露浓度和毒性数据的平均值和方差单位为 ng/L,商值为无量纲

2.3 各种不确定性分析方法的比较

基于各种不确定性分析方法得到太湖水体 \sum PAH₈ 的生态风险评价结果见表 6.从表 6 可知,概率法 MCS 分析和 LHS 分析得到危害商值的平均值分别为 0.37 和 0.35,90% 的置信区间分别为 (0.00018,0.89) 和 (0.00017,0.92),超过临界值 1 的概率分别为 9.71% 和 9.68%;方差传递得到的置信区间为 (0.00016,0.88),与概率法得到的置信区间基本一致;区间分析得到的结果为危害商值的最小值和最大值范围,缺乏统计意义;模糊数分析得到的置信区间为 (0.0015,0.0163),其危害商值结果偏小,但不同处理方法得到的风险表征形式

太湖水体 \sum PAH₈ 暴露浓度和毒性数据均符合对数正态分布,因此使用自然对数转化后的暴露浓度和毒性数据的平均值和标准差进一步计算得到危害商值在置信水平为 90% 的置信区间(表 5).从表 5 可知,商值的几何均值为 0.012,几何标准差为 2.60,90% 的置信区间上限和下限分别为 0.88 和 0.00016,均小于风险临界值 1,表明太湖水体 PAHs 的生态风险较低.

表 6 各种不同评价方法得到的生态风险评价结果

Table 6 Results of ecological risk predicted by different approaches

不确定分析方法	平均值	区间(最小值,最大值)	90%的置信区间	超过临界值的概率/%
MCS 分析	0.37	—	(0.00018,0.89)	9.71
LHS	0.35	—	(0.00017,0.92)	9.68
区间分析	—	(0.00017,0.99)	—	—
模糊数分析	—	—	(0.0015,0.0163)	—
方差传递	0.012 ¹⁾	—	(0.00016,0.88)	—

1) 该数据为几何平均值

对策提供科学依据.

3 结论

(1) 基于概率法、区间分析、模糊数分析和方差传递等不确定性分析的太湖水体 \sum PAH₈ 的生态风险评价的结果表明, \sum PAH₈ 对水生生物的危害商值均低于 1,说明太湖水体 PAHs 的生态风险

不同:概率法处理不确定性的评价结果为风险的概率分布,可得到危害商值的统计分布特征值,如危害商值的平均值、90% 置信度下的区间范围以及危害商值超过临界值的概率,具有明确的概率意义.其他不确定性分析的评价结果为风险的区间范围,如区间分析的结果仅表示为最小值和最大值的范围,而其他模糊数分析和方差传递方法的结果表示为 90% 置信水平下的置信区间,具有统计学意义.因此,基于概率法的不确定性分析方法可为风险评价者和管理者提供相对准确而丰富的信息,明确评价数据的可靠程度,更适合太湖水体 PAHs 的生态风险评价,从而为污染物的风险控制、风险管理和修复

较低.

(2) 概率法 MCS 分析和 LHS 分析得到的危害商值平均值分别为 0.37 和 0.35,90% 的置信区间分别为 (0.00018,0.89) 和 (0.00017,0.92),超过临界值 1 的概率为 9.71% 和 9.68%;方差传递得到的置信区间为 (0.00016,0.88),区间分析的结果为危害商值的最小值和最大值范围为 0.00017~0.99,模糊数分析表明商值在 90% 置信水平下的置

信区间为(0.0015, 0.0163)。相对区间分析、模糊数分析和方差传递不确定性分析方法, 概率法得到的评价结果信息丰富且具有确切的概率意义, 更适合水环境生态风险的评价。

(3) 利用不同方法处理生态风险评价中的不确定性问题, 可量化不确定性对太湖水体 \sum PAH₈ 的风险水平的影响, 使风险评价者和决策制定者了解评价结果的可靠程度。

参考文献:

- [1] 曹治国, 刘静玲, 栾芸, 等. 滦河流域多环芳烃的污染特征、风险评价与来源辨析 [J]. 环境科学学报, 2010, **30**(2): 246-253.
- [2] Zhang S Y, Zhang Q, Darsaw S, et al. Simultaneous quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Mississippi river water, in New Orleans, Louisiana, USA [J]. Chemosphere, 2007, **66**(6): 1057-1069.
- [3] 乔敏, 黄圣彪, 朱永官, 等. 太湖梅梁湾沉积物中多环芳烃的生态和健康风险 [J]. 生态毒理学报, 2007, **2**(4): 456-463.
- [4] USEPA. Guidelines for ecological risk assessment [M]. Washington: Risk Assessment Forum, 1998. 125-126.
- [5] Suter G W, Efrogmson R A, Sample B E, et al. Ecological risk assessment for contaminated sites [M]. England: Lewis Publishers, 2002. 146-148.
- [6] 张应华, 刘志全, 李广贺, 等. 基于不确定性分析的健康环境风险评价 [J]. 环境科学, 2007, **28**(7): 1409-1415.
- [7] 曾光明, 钟政林, 曾北危. 环境风险评价中的不确定性问题 [J]. 中国环境科学, 1998, **18**(3): 252-255.
- [8] Leung K M Y, Kwong R P Y, Ng W C, et al. Ecological risk assessments of endocrine disrupting organotin compounds using marine neogastropods in Hong Kong [J]. Chemosphere, 2006, **65**(6): 922-938.
- [9] USEPA. Summary report for the workshop on Monte Carlo Analysis in Risk assessment forum EPA-630-R-96-010 [R]. Washington DC: USEPA, 1996. 213-214.
- [10] Aschemann H, Rauh A, Kletting M, et al. Interval analysis and nonlinear control of wastewater plants with parameter uncertainty [A]. In: Proceedings of IFAC world conference [C]. Czech Republic: Prague, 2005. 10-14.
- [11] Jin J L, Wang S J, Wei Y M. Ideal interval method based model for water quality evaluation [J]. Nature and Science, 2004, **2**(1): 24-28.
- [12] Shakhawat C, Tahir H, Neil B. Fuzzy rule-based modelling for human health risk from naturally occurring radioactive materials in produced water [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2006, **89**(1): 1-17.
- [13] 李如忠. 基于不确定信息的城市水源水环境健康风险评价 [J]. 水利学报, 2007, **38**(8): 895-900.
- [14] Liu Z Q, Zhang Y H, Li G H, et al. Sensitivity of key factors and uncertainties in health risk assessment of benzene pollutant [J]. Journal of Environmental Sciences, 2007, **19**(10): 1272-1280.
- [15] Atanassov E, Dimov I T. What Monte Carlo models can do and cannot do efficiently? [J]. Applied Mathematical Modelling, 2008, **32**(8): 1477-1500.
- [16] Frampton G K, Jänsch S, Scott-Fordsmand J J, et al. Effects of pesticides on soil invertebrates in laboratory studies: a review and analysis using species sensitivity distributions [J]. Environment Toxicology and Chemistry, 2006, **25**(9): 2480-2489.
- [17] 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**(1-12): 192-202.
- [18] Goodman D. Extrapolation in risk assessment: improving the quantification of uncertainty, and improving information to reduce the uncertainty [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2002, **8**(1): 177-192.
- [19] Campolongo F, Saltelli A, Tarantola S. Sensitivity analysis as an ingredient of modeling [J]. Statistical Science, 2000, **15**(4): 377-395.
- [20] Rao S S, Berke L. Analysis of uncertain structural systems using interval analysis [J]. AIAA Journal, 1997, **35**(4): 727-735.
- [21] Giachetti R E, Young R E. A parametric representation of fuzzy numbers and their arithmetic operators [J]. Fuzzy Sets and Systems, 1997, **91**(2): 185-202.
- [22] Li J B, Huang G H, Zeng G M, et al. An integrated fuzzy-stochastic modeling approach for risk assessment of groundwater contamination [J]. Journal of Environmental Management, 2007, **82**(2): 173-188.
- [23] 张永春, 林玉锁, 孙勤芳, 等. 有害废物生态风险评价 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2001. 52-55.
- [24] Chowdhury S, Champagne P, Melellan P J. Uncertainty characterization approaches for risk assessment of DBPs in drinking water: a review [J]. Journal of Environmental Management, 2009, **90**(5): 1680-1691.
- [25] Ta N, Zhou F, Gao Z Q, et al. The status of pesticide residues in the drinking water sources in Meiliangwan bay, Taihu Lake of China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2006, **123**(1-3): 351-370.
- [26] Qu C S, Chen W, Bi J, et al. Ecological risk assessment of pesticide residues in Taihu Lake wetland, China [J]. Ecological Modelling, 2011, **222**(2): 287-292.
- [27] 郭广慧, 吴丰昌, 何宏平, 等. 太湖梅梁湾、贡湖湾和胥口湾水体 PAHs 的生态风险评价 [J]. 环境科学学报, 2011, **31**(12): 2804-2813.
- [28] Swartjes F A. Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: standards and remediation urgency [J]. Risk Analysis, 1999, **19**(6): 1235-1249.
- [29] Länge R, Hutchinson T H, Scholz N, et al. Analysis of the ecotoxic aquatic toxicity (EAT) database II-Comparison of acute to chronic ratios for various aquatic organisms and chemical substances [J]. Chemosphere, 1998, **36**(1): 115-127.
- [30] 周晓蔚, 王丽萍, 郑丙辉. 基于三角模糊数的沉积物污染生态风险评价 [J]. 环境科学, 2008, **29**(11): 3206-3212.