

李如忠,童芳,周爱佳,等. 2011. 基于梯形模糊数的地表灰尘重金属污染健康风险评估模型[J]. 环境科学学报, 31(8): 1790-1798

Li R Z, Tong F, Zhou A J, et al. 2011. Fuzzy assessment model for the health risk of heavy metals in urban dusts based on trapezoidal fuzzy numbers [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 31(8): 1790-1798

基于梯形模糊数的地表灰尘重金属污染健康风险评估模型

李如忠^{*}, 童芳, 周爱佳, 吴亚东, 张萍, 喻佳

合肥工业大学资源与环境工程学院, 合肥 230009

收稿日期: 2010-10-27 修回日期: 2010-11-28 录用日期: 2010-12-03

摘要: 将梯形模糊数引入环境健康风险评估领域, 构建了城市地表灰尘重金属污染健康风险评估模糊模型, 提出了健康风险等级判别方法和具有模糊化特征的风险等级判别标准. 同时, 选取重金属 Zn、Pb、Cu、Cd 和 Cr 为评价因子, 将基于梯形模糊数的健康风险评估模型和风险等级识别方法应用于合肥市城区地表灰尘重金属污染的健康风险评估中. 结果表明, 地表灰尘中 Cd 和 Cr 的致癌风险均很低, 期望值分别为 1.49×10^{-9} 和 2.75×10^{-7} , 低于美国环保署(US EPA)推荐值 10^{-6} ; Cd 和 Cr 致癌总风险对 I 级风险的隶属度为 0.927, 因此属于极低风险水平. 儿童的地表灰尘重金属非致癌总风险期望值为 1.888, 超过了安全阈值 1.0, 而成人的非致癌总风险期望值仅为 0.278; 儿童和成人健康风险的主要暴露途径都是手-口直接摄入.

关键词: 合肥; 梯形模糊数; 地表灰尘; 重金属; 健康风险评估

文章编号: 0253-2468(2011)08-1790-09 中图分类号: X32 文献标识码: A

Fuzzy assessment model for the health risk of heavy metals in urban dusts based on trapezoidal fuzzy numbers

LI Ruzhong^{*}, TONG Fang, ZHOU Aijia, WU Yadong, ZHANG Ping, YU Jia

School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009

Received 27 October 2010; received in revised form 28 November 2010; accepted 3 December 2010

Abstract: By denoting exposure factors as trapezoidal fuzzy numbers, fuzzy assessment models were developed to calculate exposure dose and characterize the health risk of heavy metals in urban dusts. In addition, a new classification model and assessment criteria with seven grades for cancer risk are put forward. As a case study, the models established above were employed for human health risk assessment of Zn, Pb, Cu, Cd and Cr in urban dusts from the city of Hefei. The results showed that the expected values of cancer risk for the carcinogenic metals Cd and Cr were 1.49×10^{-9} and 2.75×10^{-7} , respectively, lower than the soil management standard of the US EPA (i. e. 1.0×10^{-6}). The Grade I total cancer risk for Cd and Cr reached 0.927, suggesting that the annual cancer risks were extremely low and could be neglected. The expected value of total non-cancer hazard of the five heavy metals for children reached 1.888 and exceeded the safety threshold value (i. e. 1.0). But for adults, the expected value was just 0.278 and far below the threshold value of 1.0. In Hefei, the highest levels of risk for all the elements included in the study seem to be associated with the route of ingestion of dust particles.

Keywords: Hefei; trapezoidal fuzzy number; urban dust; heavy metal; health risk assessment

1 引言 (Introduction)

近年来, 环境健康风险问题日益引起人们的关注, 并成为环境科学、生态毒理学等领域研究的热点之一 (Acosta *et al.* 2009; Aelion *et al.* 2008; 常静

等 2009; 丁昊天等, 2009; Gržetić *et al.*, 2008; Lee *et al.* 2008; 李如忠 2007). 总体上看, 对于受体(人群)环境健康风险的度量, 国内外一般都是根据暴露量计算模型及有害物参考剂量或斜率因子, 采用确定性方法量化风险大小. 显然, 相对于复杂且充

基金项目: 安徽省科技攻关计划重点项目(No. 07010302165)

Supported by the Key Technology R & D Program of Anhui Province, China (No. 07010302165)

作者简介: 李如忠(1970—), 男, 教授(博士); * 通讯作者(责任作者), E-mail: Lrz1970@163.com

Biography: LI Ruzhong (1970—), male, professor (Ph. D.); * Corresponding author, E-mail: Lrz1970@163.com

满不确定性的环境风险评估系统, 确定性评价模型很难客观、准确地揭示风险特征, 甚至可能导致风险失真. 为此, 一些学者从环境健康风险评估系统的模糊性着手, 采用三角模糊数模拟和表征环境健康风险(李如忠 2007; Shakhawat *et al.* 2006), 取得了较好的效果. 但研究也发现, 当暴露模型参数具有峰值较宽的分布特征时, 三角模糊数模拟和表征模型参数将可能带来较大误差(Ronald *et al.*, 1997), 从而限制了模糊模型的使用. 而且, 已有模糊评价也只是针对水环境介质, 对于地表灰尘健康风险则还鲜有研究.

城市地表灰尘健康风险评估是近年来国内外研究的一个新课题(Acosta *et al.*, 2009; Aelion *et al.* 2008; 常静等 2009; Charlesworth *et al.* 2003; De Miguel *et al.* 2007; 方凤满等 2010; 郑小康等, 2009). 由于所处环境界面的特殊性, 城市地表灰尘成为包括重金属、多环芳烃等在内的多种污染物的“源”和“汇”. 在一定的动力条件(如风力、机动车碾压及人群活动等)作用下, 灰尘颗粒物经再悬浮过程进入大气, 成为危害环境系统和人类健康的重要环境介质(Liou *et al.* 2002). 梯形模糊数是模拟、评价、决策领域常用的模糊数, 对于峰值相对较宽的参数分布有着很好的拟合效果. 事实上, 在环境风险评估系统中, 多数暴露参数都不同程度地存在较宽峰值的分布特征. 鉴于此, 本研究尝试将梯形模糊数引入地表灰尘重金属污染健康风险评估, 提出风险等级识别方法和风险等级评价标准, 以期对环境健康风险不确定性分析提供新思路、新方法.

2 基于梯形模糊数的重金属污染健康风险评估模型(Fuzzy assessment model for health risk of heavy metal pollution based on trapezoidal fuzzy number)

2.1 地表灰尘重金属污染健康风险评估模型

根据地表灰尘在城市地表环境中的迁移转化特征, 可以将地表灰尘重金属进入人体的主要途径概括为 3 种, 分别是经手-口途径直接摄入、经呼吸系统吸入和皮肤接触等, 相应的暴露量计算公式分别为(Ferreira-Baptista *et al.* 2005):

$$D_{\text{oral}} = c \times \frac{\text{IR}_{\text{oral}} \times \text{EF}_{\text{oral}} \times \text{ED}_{\text{oral}}}{\text{BW} \times \text{AT}} \quad (1)$$

$$D_{\text{inh}} = c \times \frac{\text{IR}_{\text{inh}} \times \text{EF}_{\text{inh}} \times \text{ED}_{\text{inh}}}{\text{PEF} \times \text{BW} \times \text{AT}} \quad (2)$$

$$D_{\text{dermal}} = c \times \frac{\text{SA} \times \text{SL} \times \text{ABS} \times \text{EF}_{\text{dermal}} \times \text{ED}_{\text{dermal}}}{\text{BW} \times \text{AT}} \quad (3)$$

式中, D_{oral} 、 D_{inh} 和 D_{dermal} 分别表示经手-口途径直接摄入、呼吸吸入和皮肤接触途径的长期日平均暴露量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), c 表示地表灰尘重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), IR_{oral} 表示经手-口途径摄入灰尘速率($\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$), IR_{inh} 表示呼吸速率($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), EF_{oral} 、 EF_{inh} 和 $\text{EF}_{\text{dermal}}$ 分别表示 3 种途径的年暴露频率($\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$), ED_{oral} 、 ED_{inh} 和 $\text{ED}_{\text{dermal}}$ 分别为 3 种途径的暴露年限(a), BW 为平均体重(kg), AT 为对致癌或非致癌重金属的平均暴露时间(d), PEF 为颗粒物排放因子($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$), SA 为暴露皮肤面积(cm^2), SL 为皮肤黏着度($\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), ABS 为皮肤吸收因子. 对于非致癌污染物, 利用式(1)~(3)可以直接计算成人或儿童在 3 种暴露途径下的灰尘重金属暴露量.

单个重金属在某一暴露途径下的致癌风险, 可以根据暴露量与致癌斜率因子(SF) 的乘积得到, 即 $R_{\text{isk}} = D \times \text{SF}$. 对于多种重金属暴露情形, 上述 3 种暴露途径的致癌总风险可以表示为:

$$R_{\text{isk}} = \sum_{i=1}^m [D_{\text{oral}}^i \times \text{SF}_{\text{oral}}^i + D_{\text{inh}}^i \times \text{SF}_{\text{inh}}^i + D_{\text{dermal}}^i \times \text{SF}_{\text{dermal}}^i] \quad (4)$$

式中, 变量 m 表示致癌重金属种类数目, $\text{SF}_{\text{oral}}^i$ 、 SF_{inh}^i 和 $\text{SF}_{\text{dermal}}^i$ 分别表示第 i 种重金属对应各暴露途径的致癌斜率因子($\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$). 与非致癌污染物不同的是, 式(4)中重金属暴露量实际上是将个体在儿童期和成人期暴露量平摊到整个生命周期的终生日均暴露量 LADD(Lifetime average daily dose, 简记为 LADD), 具体计算方法见文献(Ferreira-Baptista *et al.* 2005).

对于非致癌风险, 一般采用危害商(Hazard quotient, 简记 HQ), 即暴露量与参考剂量(RfD) 的比值来度量, 表达式为 $\text{HQ} = D/\text{RfD}$. 于是, 可将 3 种暴露途径下多种重金属非致癌总风险(H_1) 表示为:

$$H_1 = \sum_{j=1}^n \text{HQ}_j = \sum_{j=1}^n [D_{\text{oral}}^j / \text{RfD}_{\text{oral}}^j + D_{\text{inh}}^j / \text{RfD}_{\text{inh}}^j + D_{\text{dermal}}^j / \text{RfD}_{\text{dermal}}^j] \quad (5)$$

式中, 变量 n 表示非致癌重金属种类数, $\text{RfD}_{\text{oral}}^j$ 、 $\text{RfD}_{\text{inh}}^j$ 和 $\text{RfD}_{\text{dermal}}^j$ 分别表示第 j 种非致癌重金属经手-口接触摄入、呼吸吸入和皮肤接触途径的参考剂量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$).

2.2 梯形模糊数

梯形模糊数可以用 4 个一组数表示, 如 $\tilde{A} =$

$(a_1, \mu_2, \mu_3, \mu_4)$ 其中 a_1, μ_2, μ_3 和 a_4 为实数, 且有 $a_1 \leq a_2 \leq a_3 \leq a_4$, 相应的隶属函数表达式为 (Ronald *et al.*, 1997):

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} 0, & x < a_1 \\ (x - a_1) / (a_2 - a_1), & a_1 \leq x < a_2 \\ 1, & a_2 \leq x \leq a_3 \\ (a_4 - x) / (a_4 - a_3), & a_3 < x \leq a_4 \\ 0, & x > a_4 \end{cases} \quad (6)$$

式中 μ_1 和 a_4 分别称为梯形模糊数的下限和上限, $a_2 \leq x \leq a_3$ 称为相对最可能值区间. 当 $a_2 = a_3$ 时, 梯形模糊数 \tilde{A} 退化为三角模糊数; 而当 $a_1 = a_2 = a_3 = a_4$ 时, \tilde{A} 完全蜕变为一般实数.

在定量化计算中, 一般都是利用 α -截集技术 (Ronald *et al.*, 1997), 通过将梯形模糊数 \tilde{A} 转化为与一定可信度水平相对应的区间数进行计算, 即 $A^\alpha = [A_L^\alpha, A_R^\alpha] = [(a_2 - a_1)\alpha + a_1, -(a_4 - a_3)\alpha + a_4]$ (7)

这里称 A^α 为 \tilde{A} 的 α -截集, 它实际上是一个以 α 为自变量且可信度水平不低于 α 的数据集合.

设有两个梯形模糊数 \tilde{A} 和 \tilde{B} 相应的 α -截集分别为 $A^\alpha = [A_L^\alpha, A_R^\alpha]$ 和 $B^\alpha = [B_L^\alpha, B_R^\alpha]$, 则有

$$A^\alpha \oplus B^\alpha = [A_L^\alpha + B_L^\alpha, A_R^\alpha + B_R^\alpha] \quad (8)$$

$$A^\alpha \otimes B^\alpha = [A_L^\alpha \cdot B_L^\alpha, A_R^\alpha \cdot B_R^\alpha] \quad (9)$$

$$A^\alpha \oslash B^\alpha = [A_L^\alpha / B_R^\alpha, A_R^\alpha / B_L^\alpha] \quad (10)$$

$$k \otimes B^\alpha = [kB_L^\alpha, kB_R^\alpha] \quad (\text{实数 } k \geq 0) \quad (11)$$

式中符号 \oplus 、 \otimes 和 \oslash 分别表示梯形模糊数的加、乘和除法运算 (下同).

根据文献 (Kaufmann *et al.*, 1985), 各种模糊数都可以转化为 α -截集. 若令 $A^\alpha = [A_L^\alpha, A_R^\alpha]$ 为模糊数 \tilde{A} 的 α -截集, 则 \tilde{A} 的期望区间可表示为 (Dubois *et al.*, 1987; Heilpern, 1992):

$$EI(\tilde{A}) = [EI(A_L^\alpha), EI(A_R^\alpha)] = \left[\int_0^1 A_L^\alpha(\alpha) d\alpha, \int_0^1 A_R^\alpha(\alpha) d\alpha \right] \quad (12)$$

若将期望区间的中值定义为模糊数的期望值, 则有 (Dubois *et al.*, 1987; Heilpern, 1992):

$$EV(\tilde{A}) = \frac{1}{2} \left(\int_0^1 A_L^\alpha(\alpha) d\alpha + \int_0^1 A_R^\alpha(\alpha) d\alpha \right) \quad (13)$$

2.3 基于梯形模糊数的重金属污染健康风险评价

模型的构建

在式 (1) ~ (5) 的评价模型中, 各参数都不同程度地存在模糊性和不精确性. 因此, 从理论上讲, 可以采用模糊数来刻画模型参数. 目前, 在环境风险评价领域, 一些学者已将三角模糊数应用于风险评价 (李如忠, 2007; 樊梦佳等, 2010), 并取得了较好效果. 但由于三角模糊数的相对最可能值仅是一个点值, 对于大量存在的峰值较为扁平的参数分布, 三角模糊数可能带来较大的模拟误差, 甚至导致失真. 针对这一问题, 梯形模糊数却能给予很好的解决 (Freissinet *et al.*, 1998; Hanss, 2002). 事实上, 对于暴露模型参数值, 由于大量不确定性的存在, 人们往往会做出“大概在某一范围, 且最有可能在其中某一区间”的判定, 故此以梯形模糊数表征模型参数是合适的.

不妨以梯形模糊数模拟和表征式 (1) ~ (3) 的各项参数, 分别表示为 \tilde{IR}_{oral} 、 \tilde{IR}_{inh} 、 \tilde{c} 、 \tilde{EF}_{oral} 、 \tilde{EF}_{inh} 、 \tilde{EF}_{dermal} 、 \tilde{ED}_{oral} 、 \tilde{ED}_{inh} 、 \tilde{ED}_{dermal} 、 \tilde{BW} 、 \tilde{AF} 、 \tilde{PEF} 、 \tilde{SA} 、 \tilde{SL} 、 \tilde{ABS} . 于是, 参照文献 (李如忠, 2007) 的模型构造方法, 可以建立地表灰尘重金属长期日摄入剂量的模糊计算模型 (限于篇幅, 此处略去). 再由式 (7) ~ (11) 的运算性质, 可以计算得到重金属长期日均摄入量 \tilde{D}_{oral} 、 \tilde{D}_{inh} 和 \tilde{D}_{dermal} . 同样, 若将重金属致癌斜率因子 SF 和非致癌参考剂量 RfD, 也定义为梯形模糊数 (表示为 \tilde{SF} 和 \tilde{RfD}), 则可建立基于梯形模糊数的地表灰尘重金属污染健康风险评价模型, 即:

$$\tilde{R}_{isk} = \sum_{i=1}^m [\tilde{D}_{oral}^i \otimes \tilde{SF}_{oral}^i \oplus \tilde{D}_{inh}^i \otimes \tilde{SF}_{inh}^i \oplus \tilde{D}_{dermal}^i \otimes \tilde{SF}_{dermal}^i] \quad (14)$$

$$\tilde{H}_1 = \sum_{j=1}^n [\tilde{D}_{oral}^j \oslash \tilde{RfD}_{oral}^j \oplus \tilde{D}_{inh}^j \oslash \tilde{RfD}_{inh}^j \oplus \tilde{D}_{dermal}^j \oslash \tilde{RfD}_{dermal}^j] \quad (15)$$

由此, 可以计算得到以模糊数表示的致癌风险 \tilde{R}_{isk} 和非致癌风险 \tilde{H}_1 . 需要指出的是, 这里计算得到的日均摄入量 \tilde{D}_{oral} 、 \tilde{D}_{inh} 和 \tilde{D}_{dermal} 及致癌风险 \tilde{R}_{isk} 和非致癌风险 \tilde{H}_1 , 均不再是隶属函数为线性形式的梯形模糊数, 而是具有非线性隶属函数的一般模糊数.

2.4 地表灰尘重金属污染健康风险等级判别方法

这里, 若新构建的长期日摄入量模糊计算模

型和健康风险评估模型的各个模糊参数都以 α -截集来表示, 则 \tilde{R}_{isk} 和 \tilde{H}_1 将是一个以可信度 α 为自变量的区间数, 即计算结果是一个与给定可信度水平 α 相应的区间值. 参照文献(樊梦佳等 2010) 的处理方法, 由划定的风险等级标准, 通过计算隶属度, 可以识别研究区域灰尘重金属污染的健康风险等级. 这里, 设某一可信度水平下的模糊风险值为 $[R_1, R_2]$, 则 $[R_1, R_2]$ 对 $[R_L^k, R_U^k]$ 的隶属度表示为(祝慧娜等 2009; 樊梦佳等 2010):

$$A(k) = \frac{|[R_1, R_2] \cap [R_L^k, R_U^k]|}{|[R_1, R_2]|} \quad (16)$$

式中, \cap 表示两个区间的交集; $||$ 表示区间的几何长度; $[R_L^k, R_U^k]$ 表示风险等级标准的第 k 个等级, $k=1, 2, \dots, n$; $A(k)$ 表示 $[R_1, R_2]$ 对 $[R_L^k, R_U^k]$ 的隶属度.

从环境管理的角度看, 在得到模糊风险值 $[R_1, R_2]$ 对各评价等级的隶属度后, 还需要进一步明确评价对象所属的风险等级. 在已有识别方法中, “最大隶属度原则”是一种常用方法. 但该方法存在一定的有效性问题, 如当较大的两个隶属度值大小较为接近时, 在优劣评判上可能很难抉择. 鉴于此, 有学者提出叠加隶属度的识别方法(王焕松等, 2010). 在健康风险评估中, 可以按照由高风险向低风险等级的顺序, 将等于和高于某一风险等级的所有隶属度进行叠加, 并将叠加隶属度首次大于或等于 50% 的风险等级确定为重金属污染健康风险等级. 如果某一风险等级的叠加隶属度未达到 50%, 则表明研究区域的风险特征可能更接近于下一等级. 以此依次判别, 直至叠加隶属度大于等于 50%, 则将相应的风险等级确定为地表灰尘重金属污染的健康风险程度.

3 实例研究(Case study)

3.1 地表灰尘重金属含量

合肥市为安徽省省会, 市区现有人口 156 万(2008 年), 城区建成面积 224 km². 2010 年 4~7 月, 课题组对合肥市城区不同功能用地的 52 个点, 采集不透水地面灰尘. 重金属 Cd 采用石墨炉法, 以 PE-AA800 型原子吸收光谱仪测定; Zn、Pb、Cu 和 Cr 采用火焰法, 以 WFX-130A 原子吸收分光光度计测定. 采用肖维涅准则(郝瑞霞等, 2006) 对灰尘重金属含量进行数据检验, 剔除异常值. 根据 SPSS 软件的频数分析结果, 将频数较高的数据区间作为

最可能区间, 以最小、最大值分别作为下限和上限, 构建重金属含量梯形模糊参数, 即:

$$\tilde{c}_{Cr} = (43.43, 53.11, 99.92, 256.92) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$\tilde{c}_{Zn} = (1071.42, 1709.96, 2266.66, 4374.75) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$\tilde{c}_{Pb} = (34.41, 50.44, 150.31, 244.62) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$\tilde{c}_{Cu} = (14.25, 25.06, 49.70, 299.23) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$\tilde{c}_{Cd} = (1.212, 2.030, 3.290, 9.642) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$$

3.2 模型基本参数的选择

重金属 Zn、Pb、Cu、Cd 和 Cr 具有慢性非致癌健康风险, 而且 Cd 和 Cr 还同时具有致癌效应(Ferreira-Baptista *et al.*, 2005). 但对于 Cr 和 Cd, 美国环保署(US EPA) 仅给出了呼吸途径致癌斜率因子. 暴露量模型中, 除灰尘重金属含量外的其它参数, 参考 US EPA 土壤健康风险评估方法(US EPA, 1989; 2002)、北京市《场地环境评价指南》(北京市环保局, 2007) 及相关研究成果(Acosta, 2009; 常静等, 2009; De Miguel *et al.*, 2007; Ferreira-Baptista *et al.*, 2005; 李如忠, 2007; 王喆等, 2008; 王宗爽等, 2009a; 2009b) 构造梯形模糊参数.

参考 US EPA 推荐值, 结合中国人的卫生习惯和城市环境质量状况, 对成人经手-口途径直接摄入地表灰尘速率取 $\widehat{IR}_{oral}^{adult} = (100, 120, 125, 150) \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$, 儿童取 $\widehat{IR}_{oral}^{child} = (200, 220, 230, 250) \text{ mg} \cdot \text{d}^{-1}$; 依据国内相关调查数据, 成人长期暴露呼吸速率取 $\widehat{IR}_{inh}^{adult} = (13.83, 17.21, 19.02, 22.04) \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, 儿童取 $\widehat{IR}_{inh}^{child} = (5.58, 8.50, 9.20, 11.36) \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$; 假定 3 种暴露途径的暴露频率相同, 即 $\widehat{EF}_{oral} = \widehat{EF}_{inh} = \widehat{EF}_{dermal}$, 考虑到城市居民一年中大多数时间都可能暴露在城市环境空间, 为此参考北京市《场地环境评价指南》, 对成人取 $\widehat{EF}^{adult} = (300, 330, 340, 350) \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$, 对儿童取 $\widehat{EF}^{child} = (280, 310, 320, 350) \text{ d} \cdot \text{a}^{-1}$; 令三种暴露途径相应的暴露年限也相同, 即 $\widehat{ED}_{oral} = \widehat{ED}_{inh} = \widehat{ED}_{dermal}$, 参考 US EPA 推荐值, 对成年人取 $\widehat{ED}^{adult} = (24, 24, 24, 24) \text{ a}$, 儿童取 $\widehat{ED}^{child} = (6, 6, 6, 6) \text{ a}$.

对人体特征参数, 根据国内相关学者近年来的大规模调查、统计数据进行取值, 其中, 成人平均体

重取 $\widehat{BW}^{adult} = (51.5, 58.3, 62.1, 73.2)$ kg, 儿童则取 $\widehat{BW}^{child} = (12.3, 15.5, 16.2, 20.8)$ kg. 对于暴露皮肤面积 \widehat{SA} 需要综合考虑性别、年龄、气候、季节等的影响. 根据王喆等(2008)的调查结果, 拟对成人取 $\widehat{SA}^{adult} = (1320, 2110, 2345, 2940)$ cm^2 , 儿童取 $\widehat{SA}^{child} = (830, 1110, 1250, 1440)$ cm^2 . 参考 US EPA 推荐值, 对于非致癌物, 成人平均暴露时间取 $\widehat{AT}^{adult} = 365 \times (24, 24, 24, 24)$ d, 儿童取 $\widehat{AT}^{child} = 365 \times (6, 6, 6, 6)$ d; 对于致癌物, 平均暴露时间均按人均寿命

70a 计算, 则有 $\widehat{AT} = 365 \times (70, 70, 70, 70)$ d. 参数 \widehat{SL} 也参照 US EPA 推荐值, 即儿童取 $\widehat{SL}^{child} = (0.2, 0.2, 0.2, 0.2)$ $mg \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1}$, 成人取 $\widehat{SL}^{adult} = (0.07, 0.07, 0.07, 0.07)$ $mg \cdot cm^{-2} \cdot d^{-1}$. 至于 \widehat{PEF} 和 \widehat{ABS} , 分别取 $\widehat{PEF} = (1.36, 1.36, 1.36, 1.36) \times 10^9$ $m^3 \cdot kg^{-1}$ 和 $\widehat{ABS} = (1.0, 1.0, 1.0, 1.0) \times 10^{-3}$. 地表灰尘各重金属不同暴露途径相应的 \widehat{SF} 和 \widehat{RfD} , 采用 US EPA 的推荐值. 为简单起见, 将其表示为一般实数形式, 具体见表1(常静等, 2009).

表1 地表灰尘重金属不同暴露途径 RfD 和 SF

Table 1 Reference doses for non-cancer-causing metals and slope factors for carcinogenic metals

重金属	RfD _{oral} / (mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	RfD _{inh} / (mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	RfD _{dermal} / (mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)	SF _{inh} / (kg·d·mg ⁻¹)
Zn	0.30	0.30	0.06	
Pb	3.50 × 10 ⁻³	3.52 × 10 ⁻³	5.25 × 10 ⁻⁴	
Cu	4.00 × 10 ⁻²	4.02 × 10 ⁻²	1.20 × 10 ⁻²	
Cd	1.00 × 10 ⁻³	1.00 × 10 ⁻³	1.00 × 10 ⁻⁵	6.30
Cr	3.00 × 10 ⁻³	2.86 × 10 ⁻⁵	6.00 × 10 ⁻⁵	42.0

3.3 健康风险的度量与分析

3.3.1 致癌风险 根据式(7), 将上述模糊参数转化为 α -截集, 并代入重金属长期日摄入量模糊计算模型和健康风险评价模型. 在此基础上, 利用梯形模糊数的算术运算性质, 定量评估合肥市城区地表灰尘重金属污染的健康风险水平. 其中, 致癌重金属 Cd 和 Cr, 需要分别针对个体在儿童期和成人期经呼吸吸入途径的重金属暴露量进行估算, 并将计算结果分摊到整个生命周期(70a), 从而得到终身日平均暴露量. 在此基础上, 计算求得 Cd 的致癌风险范围为 $1.74 \times 10^{-10} \sim 4.96 \times 10^{-9}$, 相应的风险期望区间为 $[4.05 \times 10^{-10}, 2.57 \times 10^{-9}]$, 期望值为 1.49×10^{-9} ; Cr 的致癌风险值范围为 $4.15 \times 10^{-8} \sim 8.81 \times 10^{-7}$, 期望区间为 $[7.87 \times 10^{-8}, 4.71 \times$

$10^{-7}]$, 期望值为 2.75×10^{-7} . Cd 和 Cr 的致癌总风险可能范围为 $4.17 \times 10^{-8} \sim 8.86 \times 10^{-7}$, 期望值为 2.76×10^{-7} .

考虑到人们对致癌风险格外关注和敏感, 本文仅就致癌效应开展风险等级的识别. 目前, 对于环境健康风险, 国内外都还没有一套公认的评价标准. US EPA 认为在 10^{-4} 级别内的风险值都是可以接受的, 而国际防辐射委员会(ICRP) 推荐的最大可接受风险值为 5×10^{-5} . 事实上, 风险概念在本质上是模糊的, 是否具有风险性并没有明确的边界. 参照 US EPA 和 ICRP 的推荐值, 结合文献(丁昊天等, 2009; 祝慧娜等, 2009), 提出具有模糊化的风险判别标准, 具体见表2.

表2 评价标准等级与分值

Table 2 Levels and values of the assessment standards

评价等级	评价标准区间	风险等级	备注
I 级风险	$[1.0 \times 10^{-7}, 1.0 \times 10^{-6})$	极低	几乎不存在负面效应, 适合人类居住
II 级风险	$[1.0 \times 10^{-6}, 1.0 \times 10^{-5})$	很低	具有很低的负面效应, 可忽略不计
III 级风险	$[1.0 \times 10^{-5}, 5.0 \times 10^{-5})$	较低	具有较低的负面效应, 需引起注意
IV 级风险	$[5.0 \times 10^{-5}, 1.0 \times 10^{-4})$	一般	具有一定的负面效应, 应给予必要的关注
V 级风险	$[1.0 \times 10^{-4}, 5.0 \times 10^{-4})$	较高	具有较高的负面效应, 应引起重视
VI 级风险	$[5.0 \times 10^{-4}, 1.0 \times 10^{-3})$	很高	具有很高的负面效应, 应采取必要的安全应对措施
VII 级风险	$[1.0 \times 10^{-3}, 5.0 \times 10^{-3}]$	极高	具有极强的负面效应, 不适合人类居住

由于 Cd 和 Cr 的致癌风险都很低,这里不妨以可信度 $\alpha = 0$ 时的极端情景为例,说明风险等级判别方法及表 2 评价标准的应用.由式(16)和表 2,计算得到 Cr 对 I 级风险的隶属度为 0.930,对其它各评价等级的隶属度均为 0; Cd 和 Cr 致癌总风险对 I 级风险的隶属度为 0.927,对其它各等级的隶属度均为 0.显然,此时无需再以叠加隶属度来判别所属风险等级,最终判定合肥市地表灰尘重金属致癌风险为极低水平.不难看出,当致癌风险跨越 2 个或 2 个以上风险等级时,采用叠加隶属度应该能够更好地识别出风险的等级.

3.3.2 非致癌风险 将梯形模糊参数值代入式(1)~(3)根据梯形模糊数的算术运算性质,分别计算儿童和成人两个不同群体在各种暴露途径下的非致癌重金属暴露量.在此基础上,由危害商表达式及不同暴露途径相应的参考剂量,计算出非致癌风险值(限于篇幅,具体计算过程从略),所得风险模糊数变化区间(即下限~上限值范围)见表 3.

从表 3 可以看出,各种暴露途径对应的风险上、

下限值悬殊很大,表明风险评估系统的不确定性显著.从风险的健康效应看,儿童遭受的健康威胁明显高于成人,而且 Pb、Cu 和 Cr 的风险上限值都已明显超出了 1.0,表明合肥市地表灰尘重金属可能已对儿童身体健康构成现实的危害.而成人由于各种途径的非致癌风险上限值均低于 1.0,表明地表灰尘对成人健康尚不构成威胁.但无论是儿童还是成人,手-口直接摄入带来的健康风险都远高于其它两种途径.因此,在日常生活中,养成勤洗手的良好卫生习惯对于降低地表灰尘带来的健康危害具有积极意义.由式(12)和式(13)可计算出不同暴露途径下非致癌风险的期望区间和期望值,结果见表 4.由表 4 可以进一步得到儿童非致癌总风险期望值为 1.888,大大超出了安全阈值 1.0,表明合肥市地表灰尘重金属确已对儿童身体健康构成危害.其中,手-口直接摄入、呼吸吸入和皮肤接触途径风险所占比例分别为 97.8%、0.1% 和 2.1%.而成人非致癌总风险期望值仅为 0.278,远低于 1.0 的阈值限制.

表 3 不同暴露途径各重金属的非致癌健康风险变化区间

Table 3 Intervals of non-cancer risks under different exposure pathways

人群	重金属	不同暴露途径非致癌风险			非致癌总风险
		手-口直接摄入途径	呼吸吸入途径	皮肤接触途径	
儿童	Zn	0.026 ~ 0.284	$5.41 \times 10^{-7} \sim 9.50 \times 10^{-6}$	$1.09 \times 10^{-4} \sim 1.64 \times 10^{-3}$	0.026 ~ 0.286
	Pb	0.073 ~ 1.360	$1.48 \times 10^{-6} \sim 4.53 \times 10^{-5}$	$4.01 \times 10^{-4} \sim 1.05 \times 10^{-3}$	0.073 ~ 1.361
	Cu	0.038 ~ 2.131	$5.33 \times 10^{-8} \sim 4.85 \times 10^{-6}$	$7.27 \times 10^{-5} \sim 5.47 \times 10^{-4}$	0.038 ~ 2.131
	Cd	0.009 ~ 0.188	$1.83 \times 10^{-7} \sim 6.28 \times 10^{-6}$	$7.42 \times 10^{-4} \sim 2.16 \times 10^{-2}$	0.010 ~ 0.210
	Cr	0.107 ~ 1.669	$2.30 \times 10^{-4} \sim 5.85 \times 10^{-3}$	$4.43 \times 10^{-3} \sim 9.61 \times 10^{-2}$	0.112 ~ 1.771
	合计	0.253 ~ 5.632	$2.32 \times 10^{-4} \sim 5.92 \times 10^{-3}$	$5.75 \times 10^{-3} \sim 1.21 \times 10^{-1}$	0.259 ~ 5.759
成人	Zn	0.004 ~ 0.041	$4.08 \times 10^{-7} \sim 4.38 \times 10^{-6}$	$1.85 \times 10^{-5} \sim 2.79 \times 10^{-4}$	0.004 ~ 0.041
	Pb	0.011 ~ 0.195	$1.12 \times 10^{-6} \sim 2.10 \times 10^{-5}$	$6.80 \times 10^{-5} \sim 1.79 \times 10^{-3}$	0.011 ~ 0.197
	Cu	0.006 ~ 0.215	$4.02 \times 10^{-8} \sim 2.25 \times 10^{-6}$	$1.23 \times 10^{-6} \sim 9.55 \times 10^{-5}$	0.006 ~ 0.215
	Cd	0.001 ~ 0.027	$1.38 \times 10^{-7} \sim 2.91 \times 10^{-6}$	$1.26 \times 10^{-4} \sim 3.69 \times 10^{-3}$	0.001 ~ 0.031
	Cr	0.016 ~ 0.239	$1.73 \times 10^{-4} \sim 2.71 \times 10^{-3}$	$7.51 \times 10^{-4} \sim 1.64 \times 10^{-2}$	0.017 ~ 0.259
	合计	0.038 ~ 0.719	$1.73 \times 10^{-4} \sim 2.71 \times 10^{-3}$	$9.65 \times 10^{-4} \sim 2.23 \times 10^{-2}$	0.039 ~ 0.743

3.4 讨论

本研究对于灰尘重金属仅考虑了 Cd 和 Cr 的致癌效应,由于二者相应的致癌风险都很低,为了展示健康风险等级识别方法的使用,笔者就以 $\alpha = 0$ 时的极端情景为例进行了探析.但在环境管理实践中,人们往往更加偏爱于可信度水平相对较高的数据信息.因此,对于重金属或其它致癌物污染相对较为严重的情形,不妨对较高可信度水平(如 $\alpha \geq 0.8$)开展健康风险等级的判别.从这点来说,采用

梯形模糊数定义健康风险评估模型参数,提高了模型的灵活性和适用性.但如何构造梯形模糊参数,还没有一个通用的方法(Masson *et al.*, 2006),本研究提出的根据频数分析结果构造灰尘重金属含量模糊参数的方法,具有形象直观、易于操作的优点,同时也可以克服由人为主观性带来的影响.很显然,相对于传统的确定性评价方法,模糊评价模型不仅可以得到健康风险的变化区间,也可以同步得到相应风险水平的隶属度,从而在刻画各参数实际

状态的同时,又能准确地揭示研究区域重金属污染的健康危害,这是确定性方法所无法比拟的.相对于随机模型,采用梯形模糊数度量风险水平,对数据信息的丰富程度和数据分布的精确程度都没有过高的要求,从而提高了模糊评价模型的实用性,这是随机模型所不及的.从梯形模糊数的定义可以看出,无论峰值呈扁平状还是呈尖状的参数分布,梯形模糊数都能够给予较好的表征和刻画.如本研

究中,重金属含量 $\tilde{c}_{Cr} = (43.43, 53.11, 99.92, 256.92)$ 和 $\tilde{c}_{Pb} = (34.41, 50.44, 150.31, 244.62)$ 等就是非常典型的例子.很显然,这两个参数的峰值都很扁平,若以三角形模糊数表征,势必带来较大的误差.由于三角模糊数可以看作是梯形模糊数的特殊形式(即峰值为一点值),因此,基于梯形模糊数的健康风险评价模型较三角模糊模型,具有更为广泛的应用前景.

表4 不同暴露途径下非致癌健康风险的期望区间及期望值

Table 4 Expected intervals and expected values of non-cancer risks under different exposure pathways

人群	重金属	手-口直接摄入风险		呼吸吸入风险		皮肤接触风险	
		期望区间	期望值	期望区间	期望值	期望区间	期望值
儿童	Zn	[0.044, 0.184]	0.114	$[1.10 \times 10^{-6}, 5.75 \times 10^{-6}]$	3.43×10^{-6}	$[2.04 \times 10^{-4}, 1.02 \times 10^{-3}]$	6.12×10^{-4}
	Pb	[0.114, 0.916]	0.515	$[2.84 \times 10^{-6}, 2.89 \times 10^{-5}]$	1.59×10^{-5}	$[7.09 \times 10^{-4}, 8.43 \times 10^{-4}]$	7.76×10^{-4}
	Cu	[0.068, 1.068]	0.568	$[1.16 \times 10^{-7}, 2.33 \times 10^{-6}]$	1.22×10^{-6}	$[1.45 \times 10^{-5}, 2.65 \times 10^{-4}]$	1.40×10^{-4}
	Cd	[0.015, 0.154]	0.085	$[3.86 \times 10^{-7}, 3.41 \times 10^{-6}]$	1.89×10^{-6}	$[1.43 \times 10^{-3}, 1.20 \times 10^{-2}]$	6.73×10^{-3}
	Cr	[0.150, 0.979]	0.565	$[3.94 \times 10^{-4}, 3.27 \times 10^{-3}]$	1.83×10^{-3}	$[7.01 \times 10^{-3}, 5.52 \times 10^{-2}]$	3.11×10^{-2}
	合计	[0.391, 3.301]	1.847	$[4.24 \times 10^{-4}, 3.31 \times 10^{-3}]$	1.85×10^{-3}	$[9.37 \times 10^{-3}, 6.93 \times 10^{-2}]$	3.94×10^{-2}
成人	Zn	[0.007, 0.027]	0.017	$[6.90 \times 10^{-7}, 2.91 \times 10^{-6}]$	1.80×10^{-6}	$[3.70 \times 10^{-5}, 1.81 \times 10^{-4}]$	1.09×10^{-4}
	Pb	[0.017, 0.136]	0.077	$[1.80 \times 10^{-6}, 1.48 \times 10^{-5}]$	8.31×10^{-6}	$[1.28 \times 10^{-4}, 1.22 \times 10^{-3}]$	6.75×10^{-4}
	Cu	[0.010, 0.157]	0.084	$[7.30 \times 10^{-8}, 1.17 \times 10^{-6}]$	6.23×10^{-7}	$[2.63 \times 10^{-6}, 4.86 \times 10^{-5}]$	2.56×10^{-5}
	Cd	[0.002, 0.016]	0.009	$[2.43 \times 10^{-7}, 1.73 \times 10^{-6}]$	9.85×10^{-7}	$[2.59 \times 10^{-4}, 2.13 \times 10^{-3}]$	1.20×10^{-3}
	Cr	[0.022, 0.145]	0.083	$[2.50 \times 10^{-4}, 1.66 \times 10^{-3}]$	9.56×10^{-4}	$[1.26 \times 10^{-3}, 9.78 \times 10^{-3}]$	5.52×10^{-3}
	合计	[0.058, 0.481]	0.270	$[2.53 \times 10^{-4}, 1.68 \times 10^{-3}]$	9.68×10^{-4}	$[1.69 \times 10^{-3}, 1.34 \times 10^{-2}]$	7.53×10^{-3}

此外,在暴露量计算模型其它参数的选择和定义上,特别是在受体基本特征方面,本研究立足于国内近年来的调查研究结果,以期更好的贴近中国人群的实际状况.但由于现有健康风险评价理论研究的局限性,特别是针对中国人群的权威性暴露参数数据信息的匮乏,使得暴露量计算模型参数的选择和梯形模糊参数的构建,不可避免地带有主观性.另需指出的是,本文仅是对地表灰尘中 Zn、Pb、Cu、Cd 和 Cr 等 5 种重金属的环境健康风险进行评价.但城市地表灰尘中能够带来人体和生态环境健康危害的污染物绝不局限于这几种,如多环芳烃(Mahmoud *et al.*, 2008)、邻苯二甲酸酯(陈丽旋等, 2005)以及其它重金属等都是值得关注的对象,因而合肥市地表灰尘环境健康风险可能会更高.由于合肥市地表灰尘已对儿童身体健康构成危害,在培养儿童勤洗手等卫生习惯的同时,加强城市环境卫生整治十分必要.虽然本研究仅是就地表灰尘重金属污染,采用梯形模糊数开展健康风险定量评估,但从研究过程来看,这一基本原理同样可用于水环

境健康风险评价等相关问题的研究.

4 结论(Conclusions)

1) 基于环境健康风险评价系统的模糊性、不精确性,以及三角模糊数在模拟和表征健康风险评价方面的不足,将梯形模糊数引入地表灰尘重金属污染健康风险评价,构建了带梯形模糊参数的健康风险评价模型,并提出了风险等级识别方法和判别标准.将上述不确定性模型与方法应用于合肥市地表灰尘重金属污染健康风险评估,结果表明,采用梯形模糊数模拟和表征环境健康风险,理论上可行,计算结果可信,从而为相关问题研究提供了新思路、新方法.

2) 从计算实例可知,目前合肥市地表灰尘中重金属 Cd 和 Cr 的致癌风险均较低,期望值分别为 1.49×10^{-9} 和 2.75×10^{-7} ,两者的致癌总风险上限也仅为 8.86×10^{-7} ,低于可接受风险下限 10^{-6} .但重金属 Zn、Pb、Cu、Cd 和 Cr 对儿童的非致癌总风险已相当高,期望值高达 1.888,超出了安全阈值 1.0,

表明合肥市地表灰尘确已对儿童身体健康构成危害。由于手-口直接摄入带来的健康风险明显高于其它两种途径,因此,养成勤洗手、勤洗脸的生活卫生习惯非常重要。

3) 构造梯形模糊参数是重金属污染健康风险评估模糊模型的关键环节,本研究提出的基于频数分析结果定义梯形模糊参数的方法,可以在一定程度上降低人为主观性的干扰。实际应用中,也可以根据具体情况选择其它构造方法,对此还需进一步研究。

责任作者简介: 李如忠(1970—) 男,教授(博士),主要从事水环境保护与环境风险评估研究。E-mail: Lrz1970@163.com.

参考文献(References):

- Acosta J A , Cano A F , Arocena J M , *et al.* 2009. Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playground in Murcia City (Spain) [J]. *Geoderma* , 149(1/2) : 101-109
- Aelion C M , Davis H T , McDermott S , *et al.* 2008. Metal concentrations in rural topsoil in South Carolina: potential for human health impact [J]. *Science of the Total Environment* , 402(2/3) : 149-156
- 北京市环境保护局. 2007. 京环发[2007] 8号 场地环境评价导则 [S]. 北京: 北京市环境保护局
- Beijing Municipal Environmental Protection Bureau. 2007. Beijing (2007) No. 8 Guideline of Site Environment Assessment [S]. Beijing: Beijing Municipal Environmental Protection Bureau (in Chinese)
- 常静,刘敏,李先华,等. 2009. 上海地表灰尘重金属污染的健康风险评估[J]. *中国环境科学* 29(5) : 548-554
- Chang J , Liu M , Li X H *et al.* 2009. Primary research on health risk assessment of heavy metals in road dust of Shanghai [J]. *China Environmental Science* , 29(5) : 548-554 (in Chinese)
- Charlesworth S , Everett M , McCarthy R , *et al.* 2003. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and small urban areas: Birmingham and Coventry , West Midlands , UK [J]. *Environment International* , 29(5) : 563-573
- 陈丽旋,曾锋,罗丹玲,等. 2005. 城市道路灰尘中邻苯二甲酸酯污染特征研究[J]. *环境科学学报* 25(3) : 409-413
- Chen L X , Zeng F , Luo D L , *et al.* 2005. Study of the distribution characteristics of phthalate esters in road dust of the city [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* , 25(3) : 409-413 (in Chinese)
- De Miguel E , Iribarren I , Chacón E , *et al.* 2007. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain) [J]. *Chemosphere* , 66(3) : 505-513
- 丁昊天,袁兴中,曾光明,等. 2009. 基于模糊化的长株潭地区地下水重金属健康风险评估[J]. *环境科学研究* 22(11) : 1323-1328
- Ding H T , Yuan X Z , Zeng G M , *et al.* 2009. Health risk assessment from heavy metals in groundwater of Changsha-Zhuzhou-Xiangtan district based on fuzzy theory [J]. *Research of Environmental Sciences* , 22(11) : 1323-1328 (in Chinese)
- Dubois D , Prade H. 1987. The mean value of a fuzzy number [J]. *Fuzzy Sets and Systems* , 24(3) : 279-300
- 樊梦佳,袁兴中,祝慧娜,等. 2010. 基于三角模糊数的河流沉积物中重金属污染评价模型[J]. *环境科学学报* 30(8) : 1700-1706
- Fan M J , Yuan X Z , Zhu H N *et al.* 2010. Assessment model for heavy metal pollution in river sediment based on triangular fuzzy numbers [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* , 30(8) : 1700-1706 (in Chinese)
- 方凤满,蒋炳言,王海东,等. 2010. 芜湖市区地表灰尘中重金属粒径效应及其健康风险评估[J]. *地理研究* 29(7) : 1193-1202
- Fang F M , Jiang B Y , Wang H D , *et al.* 2010. Particle size distribution and health risk assessment of heavy metals in surface dust of Wuhu urban area [J]. *Geographical Research* , 29(7) : 1193-1202 (in Chinese)
- Ferreira-Baptista L , De Miguel E. 2005. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda , Angola: a tropical urban environment [J]. *Atmospheric Environment* , 39(25) : 4501-4512
- Freissinet C , Erlich M , Vauclin M. 1998. A fuzzy logic-based approach to assess imprecisions of soil water contamination modelling [J]. *Soil & Tillage Research* , 47(1) : 11-17
- Gržetić I and Ghariani R H A. 2008. Potential health risk assessment for soil heavy metal contamination in the central zone of Belgrade (Serbia) [J]. *Journal of the Serbian Chemical Society* , 73(8/9) : 923-934
- Hanss M. 2002. The transformation method for the simulation and analysis of systems with uncertain parameters [J]. *Fuzzy Sets and Systems* , 130(3) : 277-289
- 郝瑞霞,吕鉴. 2006. 水质工程学实验与技术[M]. 北京: 北京工业大学出版社. 24-28
- Hao R X , Lü J. 2006. Experiment and Technology of Water Quality Engineering [M]. Beijing: Beijing University of Technology Press. 24-28 (in Chinese)
- Heilpern S. 1992. The expected value of a fuzzy number [J]. *Fuzzy Sets and Systems* , 47(1) : 81-86
- Kaufmann A and Gupta M. 1985. Introduction to fuzzy arithmetic: theory and applications [M]. New York: Van Nostrand Reinhold
- Lee J S , Lee S W , Chon H T *et al.* 2008. Evaluation of human exposure to arsenic due to rice ingestion in the vicinity of abandoned Myungbong Au-Ag site , Korea [J]. *Journal of Geochemical Exploration* , 96(2/3) : 231-235
- 李如忠. 2007. 基于不确定信息的城市水源水环境健康风险评估[J]. *水利学报* 38(8) : 895-900
- Li R Z. 2007. Assessment for environmental health of urban water supply source based on uncertain information [J]. *Journal of Hydraulic Engineering* , 38(8) : 895-900 (in Chinese)
- Lioy P J , Freeman N C , Millette J R. 2002. Dust: a metric for use in residential and building exposure assessment and source

- characterization [J]. *Environmental Health Perspectives*, 110 (10): 969-983
- Mahmoud A H ,Nasser M A L. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust over Greater Cairo , Egypt [J]. *Journal of Hazardous Materials* ,151: 247-254
- MassonM H and Denooux T. 2006. Inferring a possibility distribution from empirical data[J]. *Fuzzy Sets and Systems* ,157(3) : 319-340
- Ronald E G , Robert E Y. 1997. Analysis of the error in the standard approximation used for multiplication of triangular and trapezoidal fuzzy numbers and the development of a new approximation [J]. *Fuzzy Sets and Systems* ,91(1) :1-13
- Shakhawat C , Tahir H , Neil B. 2006. Fuzzy rule-based modelling for human health risk from naturally occurring radioactive materials in produced water [J]. *Journal of Environmental Radioactivity* , 89 (1) : 1-17
- US EPA. 1989. Risk assessment guidance for superfund , vol. I : Human health evaluation manual [R]. Washington , DC: Office of Emergency and Remedial Response
- US EPA. 2002. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites [R]. Washington , DC: Office of Emergency and Remedial Response
- 王焕松 ,雷坤 ,李子成 ,等. 2010. 辽东湾海域水体富营养化的模糊综合评价[J]. *环境科学研究* 23(4) :413-419
- Wang H S ,Lei K ,Li Z C *et al.* 2010. Fuzzy comprehensive evaluation of water eutrophication in Liaodong Bay [J]. *Research of Environmental Sciences* ,23(4) :413-419(in Chinese)
- 王喆 ,刘少卿 ,陈晓明 ,等. 2008. 健康环境评价中中国人皮肤暴露面积的估算[J]. *安全与环境学报* 8(4) :152-156
- Wang Z ,Liu S Q ,Chen X M ,*et al.* 2008. Estimates of the exposed dermal surface area of Chinese in view of human health risk assessment [J]. *Journal of Safety and Environment* ,8(4) : 152-156 (in Chinese)
- 王宗爽 ,段小丽 ,刘平 ,等. 2009a. 环境健康风险评价中我国居民暴露参数探讨[J]. *环境科学研究* ,22(10) :1164-1170
- Wang Z S ,Duan X L ,Liu P ,*et al.* 2009a. Human exposure factors of Chinese people in environmental health risk assessment [J]. *Research of Environmental Sciences* , 22 (10) : 1164-1170 (in Chinese)
- 王宗爽 ,武婷 ,段小丽 ,等. 2009b. 环境健康风险评价中我国居民呼吸速率暴露参数研究 [J]. *环境科学研究* 22(10) :1171-1175
- Wang Z S ,Wu T ,Duan X L ,*et al.* 2009b. Research on inhalation rate exposure factors of Chinese residents in environmental health risk assessment [J]. *Research of Environmental Sciences* , 22 (10) : 1171-1175 (in Chinese)
- 郑小康 ,李春晖 ,黄国和 ,等. 2009. 保定城区地表灰尘污染物分布特征及健康风险评价[J]. *环境科学学报* 29(10) :2195-2202
- Zheng X K ,Li C H ,Huang G H ,*et al.* 2009. Pollutant distribution in urban dusts of Baoding and health risk assessment [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* ,29(10) : 2195-2202(in Chinese)
- 祝慧娜 ,袁兴中 ,曾光明 ,等. 2009. 基于区间数的河流水环境健康风险模糊综合评价模型[J]. *环境科学学报* 29(7) :1527-1533
- Zhu H N ,Yuan X Z ,Zeng G M ,*et al.* 2009. An integrated fuzzy model based on interval numbers for assessment of environmental health risks of water sources [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* ,29(7) : 1527-1533 (in Chinese)