

土壤重金属污染评价方法^{*}

郭笑笑 刘丛强^{1,2} 朱兆洲^{1*,*} 王中良¹ 李军¹

(¹天津师范大学水环境与水资源重点实验室, 天津 300387; ²中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002)

摘要 土壤中的重金属长期停留和积累在环境中,对生态环境和人体健康存在诸多现实和潜在风险,受到越来越多的关注。因此,评价土壤中的重金属污染程度对于环境和健康问题有着重要意义。评价土壤中重金属的污染程度需选用一种或几种正确的评价方式。本文综述了目前国内外常用于土壤中重金属评价的指数法、模型指数法和基于重金属形态分析、有效态含量和总量、人体健康风险以及GIS和地统计学的评价方法。其中,指数法主要包括内梅罗指数法、富集因子法、地累积指数法、潜在生态危害指数法;模型指数法则主要包括模糊数学模型、灰色聚类模型及层次分析法等。文章对各种评价方法进行了综述,并指出使用各种方法的优越性、局限性。

关键词 指数法;模型指数法;有效态;健康风险;GIS

中图分类号 X825 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2011)5-0889-08

Evaluation methods for soil heavy metals contamination: A review. GUO Xiaoxiao, LIU Congqiang², ZHU Zhaozhou^{1*,*}, WANG Zhongliang, LI Jun (¹Key Laboratory for Water Environment and Resources, Tianjin Normal University, Tianjin 300387, China; ²State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China). Chinese Journal of Ecology 2011, 30(5): 889-896

Abstract Due to the long-term residence and accumulation in environment, soil heavy metals had many realistic and potential risks to the ecological environment and human health being come under more and more attentions. To evaluate the soil heavy metals contamination degree is of significance to the environmental and human health issues, which needs a kind of or several kinds of correct evaluation methods. This paper summarized several related evaluation methods commonly adopted at home and abroad, including index method, model index method, speciation analysis, based method, quantitative analysis of available and total heavy metals contents, human health risk assessment method, and GIS and geostatistics based method. The index method mainly includes Nemerow index method, enrichment factor method, geoaccumulation index method and potential ecological hazard index method, and the model index method mainly includes fuzzy mathematics model, grey clustering model, and analytic hierarchy process, etc. The advantages, disadvantages, and limitations of the related methods were also discussed.

Key words index method, model index method, available form, health risk, GIS

土壤中的重金属长期停留和积累在环境中,无法彻底清除。其在土壤中的毒性效果强,极低的浓度即显示较强的毒性。它对人体有通过食物链积累和吸入扬尘两种主要暴露途径 (Sezgin et al., 2003;

Huang 2007)。因此,评价土壤中的重金属污染程度对于人体的环境健康问题有着重要意义。从20世纪六七十年代以来,土壤中重金属污染评价已成为全球研究的主题之一。王铁宇等(2006)运用内梅罗指数法对北京官厅水库周边土壤重金属污染进行了环境风险评价,并指出该方法可用于评价多种重金属的复合污染,突出了高浓度重金属对环境质量的影响。滕彦国等(2002)运用富集因子法对攀

*国家自然科学基金项目(40803002)、天津市应用基础及前沿技术研究计划项目(09JCYBJK07900、09JCZDJC25900和10JCZDJC24800)、天津市高等学校科技发展基金资助项目(20070711)和天津师范大学引进人才基金项目(5R1056)资助。

**通讯作者 Email: zhuzhaozhou78@163.com

收稿日期: 2010-11-25; 接受日期: 2011-03-14

枝花工矿区土壤重金属人为污染情况进行了评价, 该方法是分析表生环境中污染物来源和污染程度的有效手段。Losk等(2004)运用地累积指数法对受工业污染的农用地金属污染情况进行评价, 该方法较好地考虑了地质背景所产生的影响。郭平等(2005)运用潜在生态危害指数法对长春市土壤重金属污染情况进行了评价, 并指出该方法将重金属的环境生态效应与毒理学联系起来, 可为人们的健康生活提供科学参照。随着计算软件的不断发展完善, 人们更多的将数学模型引入到土壤质量评价中。潘大志等(2007)分析了南充市区土壤重金属含量, 运用模糊数学模型对土壤污染情况进行了评价, 并指出该方法能够得到比较准确的评价结果。而早 20 世纪在 90 年代初丁进宝和程永平(1991)已经尝试着运用灰色聚类法对大气和水环境进行评价, 得到了满意的评价效果, 随后, 土壤质量评价中也越来越多的应用这一方法(孟宪林等, 1994; 黄彩霞等, 2009)。与此同时, 张松滨(1989)于 80 年代末运用层次分析法对化工厂厂区的大气、水以及土壤质量进行了评价, 得到了良好的评价效果。层次分析法因其简单、有效、实用的特点被广泛用于土壤质量评价中(李德豪和钟华文, 1997)。本文对上述应用比较广泛的方法进行了总结和比较, 指出了各种方法的优缺点及其适用条件, 以期为合理准确评价土壤中重金属的污染程度提供借鉴。

1 指数法

指数法是指将实际测得的污染物浓度值代入到数学公式中, 得到污染指数, 然后与相应评价标准进行比较以确定污染等级的方法。它包括内梅罗综合指数法、富集因子法、地累积指数法以及潜在生态危

害指数法等主要方法。表 1 对几种方法进行了简要概括, 下文将详细阐述各指数评价法方法的内容及特征。

1.1 综合指数法

综合指数法是一种通过单因子污染指数得出综合污染指数的方法, 它能够较全面地评判其重金属的污染程度。其中, 内梅罗指数法(Nemerow index)是人们在评价土壤重金属污染时运用最为广泛的综合指数法。其计算公式为(Nemerow 1974):

$$P_i = C_i / S$$

$$P_{\text{综合}} = \sqrt{\frac{(P_i)^2 + (P_{i\text{max}})^2}{2}}$$

式中: P_i 为单项污染指数; C_i 为污染物实测值; S 为根据需要选取的评价标准; P_i 为单项污染指数平均值; $P_{i\text{max}}$ 为最大单项污染指数。

内梅罗指数法可以全面反映各重金属对土壤的不同作用, 突出高浓度重金属对环境质量的影响, 可以避免由于平均作用削弱污染金属权值现象的发生。然而, 随着该方法的应用, 人们发现由于其过分突出污染指数最大的污染物对环境质量的影响和作用, 在评价时可能会人为夸大浓度高的因子或缩小浓度低的因子的影响作用(师荣光等, 2006), 使其对环境质量评价的灵敏性不够高, 在某些情况下, 内梅罗污染指数的计算结果难以区分土壤环境质量污染程度的差别。同时, 这种方法没有考虑土壤中各种污染物对作物毒害性的差别, 出现异常值时对结果影响较大, 在某些地区可能会因此偏离客观情况(孟昭虹和高玉娟, 2008)。

1.2 富集因子法

富集因子是分析表生环境中污染物来源和污染

表 1 几种常见指数法及其优缺点

Table 1 Advantages and disadvantages of several commonly used index methods

名称	内容	优越性	局限性
内梅罗指数法	$P_{\text{综合}} = \sqrt{\frac{(P_i)^2 + (P_{i\text{max}})^2}{2}}$	避免由于平均作用削弱污染金属的权值	可能会人为夸大或缩小某些因子的影响
富集因子法	$EF = \frac{(C_n / C_{ref})_{\text{sample}}}{(B_n / B_{ref})_{\text{background}}}$	能够比较准确地判断人为污染状况	参比元素的选择有待规范
地累积指数法	$I_{geo} = \log_2 [C_n / KB_n]$	考虑了成岩作用对土壤背景值的影响	应注意 K 值的选择
潜在生态危害指数法	$RI = \sum_{i=1}^n T_i C_i = \sum_{i=1}^n T_i C_{i\text{实测}} / C_i$	将环境生态效应与毒理学联系起来	注意重金属间毒性加权或拮抗作用

程度的有效手段, 富集因子 (EF) 是 Zoller 等 (1974) 为了研究南极上空大气颗粒物中的化学元素是源于地壳还是海洋而首次提出来的。它选择满足一定条件的元素作为参比元素 (一般选择表生过程中地球化学性质稳定的元素), 然后将样品中元素的浓度与基线中元素的浓度进行对比, 以此来判断表生环境介质中元素的人为污染状况。富集因子的计算公式为 (Buat-Menard & Chesselet 1979):

$$EF = \frac{(C_n / C_{ref})_{\text{sample}}}{(B_n / B_{ref})_{\text{background}}}$$

式中: C_n 为待测元素在所测环境中的浓度; C_{ref} 为参比元素在所测环境中的浓度; B_n 为待测元素在背景环境中的浓度; B_{ref} 为参比元素在背景环境中的浓度。

由计算公式可以看出, 富集因子法是建立在对待测元素与参比元素的浓度进行标准化基础之上的。参比元素要具有不易变异的特性 (Reimann & Caritat 2000)。随着富集因子研究方法的日渐成熟, 国内外许多学者开始把它应用到土壤重金属污染的评价中 (滕彦国等, 2002; Gowd et al., 2010)。但富集因子在应用过程中也存在一些问题, 由于在不同地质作用和地质环境下, 重金属元素与参比元素地壳平均质量分数的比率会发生变化 (Reimann & Caritat 2005), 如果在大范围的区域内进行土壤质量评价, 富集因子就会存在偏差。同时, 由于参比元素的选择具有不规范性、微量元素与参比元素比率的稳定性难以保证以及背景值的不确定性, 富集因子尚不能应用于区域规模的环境地球化学调查中 (张秀芝等, 2006)。在具体的研究区域内, 不同背景值对富集程度的判断会产生较大的差异 (Hemandez et al., 2003), 使得有些富集因子的判断结果不能真实地反映自然情况。

1.3 地积累指数法

评价重金属的污染, 除必须考虑到人为污染因素、环境地球化学背景值外, 还应考虑到由于自然成岩作用可能会引起背景值变动的因素。地积累指数法考虑了此因素, 弥补了其他评价方法的不足 (姚志刚等, 2006; 宁建凤等, 2009)。地积累指数法是德国海德堡大学沉积物研究所的科学家 Muller 在 1969 年提出的, 用于定量评价沉积物中的重金属污染程度 (Muller 1969)。其计算公式为:

$$I_{geo} = \log_2 [C_n / KB_n]$$

式中: C_n 为元素 n 在沉积物中的浓度; B_n 为沉积物

中该元素的地球化学背景值; K 是为考虑各地岩石差异可能会引起背景值的变动而取的系数 (一般取值为 $K = 1.5$)。

在风化过程中, 一些岩石矿物的主要结晶构造被完全破坏, 相关的化学元素便会被土壤表土所吸收 (Sollitto et al., 2010)。在具有不同种类岩性的地区, 土壤中重金属含量因母质和土壤性质的不同变化很大 (Mico et al., 2006), 考虑到沉积成岩作用等地球化学背景的影响, 选择不同的地球化学背景对地积累指数的影响比较明显 (刘敬勇等, 2009)。同时, 考虑到土壤物理化学性质与沉积物物理化学性质有一定差异, 而土壤重金属的迁移能力与土壤物理化学性质相关, K 值应做适当调整 (彭景等, 2007)。因此, 在运用该方法进行土壤重金属污染评价时 K 值的选择应根据各地情况而定。

由于该方法能够较好地考虑地质背景所带来的影响, 它越来越多地被用来评价土壤重金属污染 (Loska et al., 2004; 柴世伟等, 2006)。在评价土壤重金属污染时, 公式中 C_n 表示测定土壤中某一给定元素的含量, 而 B_n 表示地壳中元素的含量 (Taylor & McLennan 1995)。运用该方法进行评价时, 通过地积累指数的变化可以反映出采样点土壤特性以及污染来源的变化 (Wei & Yang 2010)。但是, 该方法只能给出各采样点某种重金属的污染指数, 无法对元素间或区域间环境质量进行比较分析。因此可以采用地积累指数与聚类分析相结合的方法进行评价 (柴世伟等, 2006)。

1.4 潜在生态危害指数法

潜在生态危害指数法由瑞典科学家 Hakanson 提出 (Hakanson 1980), 是根据重金属性质及其在环境中迁移转化沉积等行为特点, 从沉积学的角度对土壤或者沉积物中的重金属进行评价。该方法首先要测得土壤中重金属的含量, 通过与土壤中重金属元素背景值的比值得到单项污染系数, 然后引入重金属毒性响应系数, 得到潜在生态危害单项系数, 最后加权得到此区域土壤中重金属的潜在生态危害指数。其计算公式为:

$$RI = \sum_{i=1}^n T_r^i C_i = \sum_{i=1}^n T_r^i C_{\text{实测}}^i / C_n^i$$

式中: R 为采样点多种重金属综合潜在生态危害指数; T_r^i 为采样点某一重金属的毒性响应系数 (根据 Hakanson 制定的标准化重金属毒性系数得到); C_i 为该元素的污染系数; $C_{\text{实测}}^i$ 为该元素的实测含量;

C_i 为该元素的评价标准。

潜在生态危害指数法引入毒性响应系数, 将重金属的环境生态效应与毒理学联系起来, 使评价更侧重于毒理方面, 对其潜在的生态危害进行评价, 不仅可以为环境的改善提供依据, 还能够为人们的健康生活提供科学参照 (郭平等, 2005)。

土壤中存在多种重金属的复合污染, 应进一步考虑各重金属之间毒性加权或拮抗作用, 同时美国国家环保局提出的毒性响应系数主要适用于大气的环 境评价, 若应用于土壤重金属环境评价需根据实际情况对之进行修正, 可根据重金属元素在各环境物质中 (如岩石、淡水、土壤、陆生动植物等) 的丰度来进行修正计算 (徐争启等, 2008)。

以上 4 种方法是人们在评价土壤重金属污染时比较常用的指数法, 内梅罗指数法突出了最大值对土壤质量的影响, 但如果数据中出现异常值会对评价结果产生较大影响; 富集因子法可以比较准确地反映环境的人为污染状况, 但应注意地质作用和地质环境对评价结果的影响; 地积累指数法较好地考虑了地质背景所带来的影响, 可以与聚类分析结合使用; 潜在生态危害指数法在评价时更侧重毒理方面, 但该方法忽略了多种重金属复合污染时各金属之间的加权或拮抗作用。

2 模型指数法

模型指数法是在已有参数基础上, 构建比较复杂的数学模型, 借助计算机软件, 评价重金属污染的一种方法。所谓模型指数法其基础仍然是指数法, 只不过是对评价方法一种深化和探索, 在模糊边界以及土壤质量影响因素灰色性的处理上较上文提到的指数法有一定的优势。表 2 简要地介绍了几种模型方法的概况。

2.1 模糊数学模型

模糊理论由 Zadeh 于 1965 年提出 (Zadeh, 1965), 20 世纪 80 年代开始广泛应用于电子和计算

机工程中, 近年来, 模糊理论广泛应用于环境的相关研究中 (Wang, 2002)。定义土壤重金属污染级别是一些模糊的概念, 而模糊综合评价对于解决这些具有模糊边界的问题最为有效, 并且能控制评价结果的误差 (Shen et al., 2005)。模糊数学方法是通过隶属度来描述土壤重金属污染状况的渐变性和模糊性, 描述模糊的污染分级界线, 各评价等级的隶属度再用各评价因子的权重修正, 然后得到评价样品对评价等级的隶属度, 根据最大隶属度原则确定样品所属的污染等级。模糊数学方法在模型中引入隶属度和各个评价因子的权重, 对环境风险评估上较指数法更加合理 (Li et al., 2008)。假设 A 为各评价因子对评价等级的隶属度构成的向量, R 为各评价因子的权重构成的向量, B 为评价样品对评价等级的隶属度, 那么可以得到数学模型: $B = RA$ 。对应不同的土壤环境质量级别有不同的隶属度函数, 将评价因子的实测浓度和分级标准代入隶属度函数可以得到各单项评价因子对于各级别土壤重金属污染状况的隶属度, 得到关系模糊矩阵。然后通过计算某采样点的各重金属参评因子的权重建立权重模糊矩阵, 最后通过模糊综合评价的模型, 得到最终评价结果。

可以看出, 模糊数学方法的关键问题是如何确定各指标的最佳权重。现行的重金属污染评价方法一般采用污染物浓度超标赋权法, 即采用土壤环境中污染物因子的实测浓度与其相应分级标准的比值来计算权重 (朱青等, 2004)。该计算权重的方法在一定程度上可以反映污染超标的轻重对因子权重的影响。考虑到重金属本身的毒性作用, 有学者提出了基于双权重因子的模糊数学模型 (窦磊等, 2007), 通过超标浓度和毒性相结合来寻找各指标的最佳权重, 既能反映污染物的浓度超标情况, 又能反映污染物的毒性作用, 使评价结果更加真实全面。为避免确定评价指标权重时的主观任意性, 也有学者提出运用最优权法即通过寻找权向量的最优解来确定各指标的权重, 并以南充市区土壤重金属含量

表 2 几种常用模型及其优缺点

Table 2 Advantages and disadvantages of several commonly used models

名称	内容	优越性	局限性
模糊数学模型	通过隶属度函数建立关系模糊矩阵, 通过权重因子建立权重模糊矩阵, 最后通过综合评价模型得到评价结果	可以有效解决模糊边界问题	应注意评价因子权重的确定
灰色聚类模型	构造白化系数, 引入修正因子, 确定权重因子, 计算聚类系数得到评价结果	相邻级别的边界问题解决的比较好	需要建立的白化函数比较多, 计算过程繁琐
层次分析法	建立层次结构, 构造判断矩阵, 单因子排序, 赋予权重后重新排序, 得到结果	适合用于大规模、多因素、多指标的环境质量评价	实际监测数值的大小未能真正参与到评价模式

为例,验证了该方法的可适用性(潘大志等,2007)。

模糊评价法虽然考虑了土壤重金属污染系统的模糊性和复杂性,但在复合运算过程中也过多强调了极值的作用,丢失信息较多,使得评价结果受控于个别因素,对结果影响较大。同时,该方法要就每个监测值分别对其相邻两个级别质量标准建立多个隶属函数,过程繁琐,不易掌握。

2.2 灰色聚类模型

灰色聚类评价方法是在模糊数学方法基础上发展起来的,主要是针对土壤环境中存在的灰色性而进行评价的一种方法。其中心内容是将抽象的问题实体化、量化,充分利用一致的白信息,将灰色系统淡化、白化。该方法的大体步骤是先构造白化函数,引入修正系数,确定污染物权重,再计算聚类系数实现土壤样品的环境质量等级评判与排序。白化函数可以反映出污染物对污染级别的亲疏关系;修正系数用来对白化函数进行修正,目的是保证分级标准值处,相邻两级白化函数值相等;该方法认为污染物的权重隐含在变化幅度不等的各级标准值中,因而提出用标准值来确定权重。一般灰色聚类法是根据聚类对象对各个灰类的聚类系数所构成的向量矩阵的行向量中,聚类系数最大者所属的级别作为该聚类对象所属的级别,即“最大原则”法。考虑到聚类系数之间具有关联性,“最大原则”法有可能会导评价结果分辨率降低,因此有学者提出运用改进灰色聚类法,即根据“大于其上一级别之和”的分类原则进行判定,可以避免一般灰色聚类法由于分辨率不够所导致的误判(孟宪林等,1994)。

灰色聚类法在权重的处理上较模糊数学法更趋于客观合理,既注意到各级别标准值的影响,又注意到实测值的影响,既强调了主要污染物的危害,又未过分突出其影响。同时,评价过程中引入修正系数对白化函数值进行修正,使相邻级别的边界问题解决的较好,评价结果在边界值附近不致发生误判现象(黄彩霞等,2009)。但该方法需要建立的白化函数比较多,计算过程繁琐,在应用时可以通过计算软件的辅助,是一个值得应用的土壤重金属污染评价方法。

2.3 层次分析法

层次分析法理论结构是1980年由 Saaty 教授在他的名著《层次分析法》一书中确立的。在多种重金属复合污染的情况下,各种重金属对土壤质量的影响是不同的,可以运用层次分析法来确定各个因

素的权重。基于层次分析和模糊决策理论,李德豪和钟华文(1997)提出了层次分析模糊决策评价方法。先对评价的各个污染因子的重要性进行评估,建立判断矩阵,进而以方根法求出各指标的权重并对所得的权重进行检验;再对各污染因子依监测结果的大小进行排序,得到单因子污染程度的大小,通过 Bordax 数评分法将各污染因子赋予权重后得到新的赋权 Bordax 数,然后按赋权 Bordax 数的大小排成一个序,由于分级标准亦参与了排序,因此通过排序可以知道各监测点污染程度的大小及污染级别。他们以华东某地区 10 个区域的土壤环境作为评价对象,运用层次分析模糊决策法进行土壤环境质量评价,客观地反映评价了区域土壤环境质量的实际状况。

该方法计算简便,较模糊综合评价方法大大减少了计算的工作量,适合于大规模、多因素、多指标的环境质量评价。但该方法只是运用监测数值进行排序,实际监测数值的大小未能真正参与到评价模式中,可能会造成信息利用率低,准确度较低的不足。该方法把分级标准引入排序过程中,由于目前国家在环境质量评价标准方面没有统一的规定,在分级标准的选择上对该方法有一定的限制。

以上几种模型中,模糊数学模型考虑了重金属污染的渐变性和模糊性,但如何确定各污染因子的最佳权重是需要注意的问题;灰色聚类模型在权重的处理上较模糊数学模型更加合理,但在运用中要建立多个函数,计算繁琐;层次分析法较模糊数学法和灰色聚类法计算简便,但其对实际监测数值的利用率低,使得评价准确度下降。在评价中可以根据实际具备的条件来选择运用哪种方法。

3 土壤重金属污染评价的其他方法

3.1 基于重金属有效态、形态和总量的评价

由于重金属-土壤-生物之间存在复杂动态的相互作用,只有部分土壤重金属能被生物吸收利用 (ImPELLITTERI et al., 2003),因此基于有效态重金属含量对土壤质量进行评价能更加准确地反映其现实污染风险。但如果只考虑重金属有效态含量,只能表现出重金属的生物可吸收量和现实风险,而形态分析能够反映土壤重金属形态转化和对环境的潜在风险,所以要将重金属有效态含量、形态分析和总量结合起来评价土壤污染状况。土壤中有有效态重金属采用浸提剂提取,常用的浸提剂包括 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$

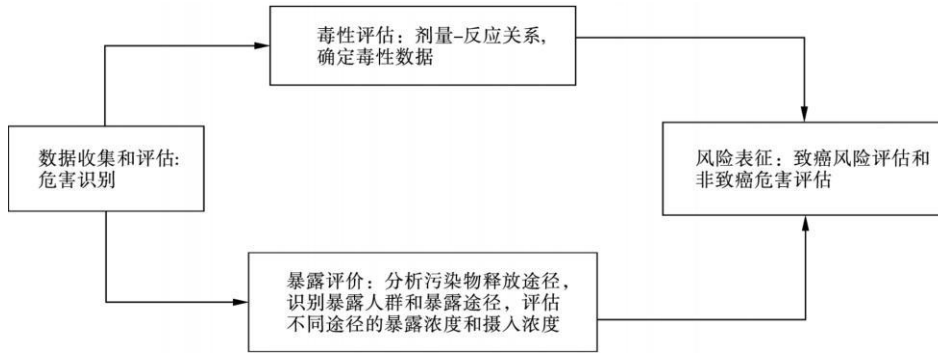


图 1 健康风险评价过程框图

Fig. 1 Flow diagram of health risk assessment

HCl, CaCl₂, EDTA(乙二胺四乙酸), NH₄OA, DIPA(二乙烯三胺五乙酸)等,其中 DIPA应用较为广泛(万红友等, 2010; 周文鳞等, 2010)。土壤中重金属形态分析多采用 Tessier法(Tessier et al., 1979),即将重金属赋存形态分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态五种形态。土壤重金属总量测定多采用三酸(HF-HNO₃-HCl)进行消化。目前基于土壤重金属有效态含量和形态的相关研究比较多(Guevara-Riba et al., 2004; 栾文楼等, 2010),但是基于三者的综合评价相对比较少。钟晓兰等(2010)结合土壤重金属总量、有效态含量和形态分析对昆山市土壤重金属进行了综合评价,并指出将三者结合能够准确全面地评价土壤中重金属的生态环境风险。

3.2 基于人体健康风险评价

健康风险评价是 20 世纪 80 年代以后兴起的,它以风险度作为评价指标,把环境污染与人体健康联系起来,定量描述污染物对人体产生健康危害的风险(王铁军等, 2008),针对环境中对人体有害的基因毒物质和躯体毒物质进行定量评价。基因毒物质指放射性物质和化学致癌物,躯体毒物质指非致癌物。美国环保局推荐的健康风险评价过程见图 1。

健康风险评价能够估算有害因子对人体健康产生危害的概率,确定优先控制的污染物,为环境治理提供科学决策,该方法越来越多的应用于重金属污染评价中(赵肖和周培疆, 2004; 杨刚等, 2010)。人类对污染物的接触类型包括食物摄取、饮用水摄取、皮肤接触和呼吸道吸入,污染物迁移而发生人类接触的 14 条基本途径中,污染物土壤-植物-人类的迁移途径具有最普遍和最大量接触的意义(Dudka & Miller, 1999)。进行健康风险评价的过程中存在不

确定性,要综合运用到毒理学、环境化学、流行病学、统计学、生态学等学科对这些不确定性进行分析,为环境决策提供相对准确的信息。

3.3 基于 GIS 和地统计学的评价

由于土壤是一个不均匀、具有高度空间变异性的混合体,而监测点位只能代表监测点本身的土壤质量状况,以各监测点的平均值表示区域土壤污染的程度误差较大,无法从真正意义上表达区域土壤污染的分布情况。简单地利用采样数据进行整体评价,其结果难以准确反映该地区的土壤质量(王学军和席爽, 1997)。而 GIS 空间分析技术在对与空间地理位置有关的信息操作方面有着非常强大的能力,Goovaerts(1992)首次将克里格因子分析方法应用于土壤学的研究中,获得了良好的效果。事实也证明,即使在整体美国范围尺度,地统计学也可以将空间变异性和土壤特性的变化很好地表现出来(White et al., 1997)。同时,时间和成本因素会限制大范围尺度内的采样密度,因此怎样运用 GIS 来使采样强度尽量缩小逐渐成为研究者感兴趣的研究方向(Liu et al., 2006)。

运用 GIS 获取数据相对容易、丰富且分析快速,避免了花费大量人力和物力去获取环境背景数据,它还可以对评价结果进行可视化表达,直观显示区域污染情况的分布变化。除此之外,结合 GIS 在评价土壤污染状况的同时还可以对污染来源进行识别,而且可以降低传统评价方法中的主观性,提高了评价结果的准确性。

4 结 语

选择正确的评价方法对于反映土壤的受污染程度至关重要。指数法因其指数形式简单,易懂、易学、易操作等特点成为人们评价土壤质量时首先想

到的方法,它运用明确的标准界线对土壤质量进行划分,忽略了实际中土壤重金属污染存在的渐变性和模糊性。模型指数法考虑了土壤系统存在的灰色性以及土壤质量变化的模糊性,但其在运用过程中需要建立大量函数,运算繁琐,不易理解掌握,同时如何确定最佳权重也是一个关键性的问题。基于重金属有效态、形态和总量进行评价能够很好的反映污染物存在的现实风险和潜在风险,是人们目前比较关注的一个方向。基于人体健康风险评价从人体健康方向出发,符合大众的根本利益,也是评价的一个趋势。运用GIS对大尺度区域土壤质量进行评价具有优越性,基于GIS的评价方法是未来土壤质量评价的必然趋势。目前的评价方法有很多种,每种方法都有其侧重点,在评价过程中应结合运用多种方法,指数法和模型指数法结合使用能够使评价结果更加全面反映土壤状况。同时,评价过程中评价标准的选择很重要,要注意到不同土地利用方式会对其评价标准产生影响。

参考文献

柴世伟, 温琰茂, 张亚雷, 等. 2006 地积累指数法在土壤重金属污染评价中的应用. 同济大学学报(自然科学版), 34(12): 1657—1661.

窦磊, 周永章, 王旭日, 等. 2007. 针对土壤重金属污染评价的模糊数学模型的改进及应用. 土壤通报, 38(1): 101—105

丁进宝, 程永平. 1991. 灰色聚类法用于水质富营养化评价的尝试. 中国环境监测, 7(4): 23—27.

丁进宝, 程永平. 1991. 用灰色聚类法进行厂区环境质量评价. 化工环保, 11(2): 111—114

郭平, 谢忠雷, 李军, 等. 2005. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价. 地理科学, 25(1): 108—112

黄彩霞, 张江山, 李小梅. 2009. 宽域灰色聚类法在土壤环境质量评价中的应用. 环境科学导刊, 28(4): 61—64

李德豪, 钟华文. 1997. 层次分析模糊决策法评价土壤环境重金属污染. 石油化工高等学校学报, 10(3): 51—54

刘敬勇, 常向阳, 涂湘林, 等. 2009. 广东某硫酸冶炼工业区土壤钨污染及评价. 地质评论, 55(2): 242—250

栾文楼, 刘洪微, 温小亚, 等. 2010. 冀东平原土壤重金属元素的存在形态及有效性分析. 中国地质, 37(2): 508—514

孟宪林, 沈晋, 周定. 1994. 改性灰色聚类法在土壤重金属污染评价中的应用. 哈尔滨工业大学学报, 26(6): 134—139

孟昭虹, 高玉娟. 2008. 黑龙江生态省土壤重金属分布特征及其生态风险评价. 安徽农业科学, 36(31): 13819—13824, 13830

宁建凤, 邹献中, 杨少海, 等. 2009. 广东大中型水库底泥

重金属含量特征及潜在生态风险评价. 生态学报, 29(11): 6059—6067.

潘大志, 张焱, 李成柱, 等. 2007. 土壤重金属污染评价的模糊识别模型的建立和应用. 西南师范大学学报(自然科学版), 32(3): 132—135

彭景, 李泽琴, 侯家渝. 2007. 地积累指数法及生态危害指数评价法在土壤重金属污染中的应用及探讨. 广东微量元素科学, 14(8): 13—17

师荣光, 高怀友, 赵玉杰, 等. 2006. 基于GIS的混合加权模式在天津城郊土壤重金属污染评价中的应用. 农业环境科学学报, 25(增刊): 17—20

滕彦国, 虞先国, 倪师军, 等. 2002. 攀枝花工矿区土壤重金属人为污染的富集因子分析. 土壤与环境, 11(1): 13—16

万红友, 周生路, 赵其国. 2010. 苏南经济快速发展区土壤Cd形态含量影响因素定量分析——以昆山市为例. 长江流域资源与环境, 19(4): 438—444

王铁军, 查学芳, 熊威娜, 等. 2008. 贵州遵义高坪水源地岩溶地下水重金属污染健康风险初步评价. 环境科学研究, 21(1): 46—50

王铁宇, 吕永龙, 罗维, 等. 2006. 北京官厅水库周边土壤重金属与农药残留及风险分析. 生态与农村环境学报, 22(4): 57—61.

王学军, 席爽. 1997. 北京东郊污灌土壤重金属含量的克立格插值及重金属污染评价. 中国环境科学, 17(3): 225—228

徐争启, 倪师军, 虞先国, 等. 2008. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算. 环境科学与技术, 31(2): 112—115

杨刚, 伍钧, 孙百晔, 等. 2010. 雅安市耕地土壤重金属健康风险评价. 农业环境科学学报, 29(增刊): 74—79

姚志刚, 鲍征宇, 高璞. 2006. 洞庭湖沉积物重金属环境地球化学. 地球化学, 35(6): 629—638

张松滨. 1989. 化工厂厂区环境质量综合评价中的层次分析法. 吉林化工学院学报, 6(2): 54—58

张秀芝, 鲍征宇, 唐俊红. 2006. 富集因子在环境地球化学重金属污染评价中的应用. 地质科技情报, 25(1): 65—72

赵肖, 周培疆. 2004. 污水灌溉土壤中As暴露的健康风险研究. 农业环境科学学报, 23(5): 926—929

钟晓兰, 周生路, 李江涛, 等. 2010. 经济快速发展区土壤重金属累积评价. 环境科学, 31(6): 1608—1616

周文麟, 李仁英, 岳海燕, 等. 2010. 南京江北地区菜地土壤有效态重金属的含量及空间分异特征. 农业环境科学学报, 29(3): 451—457.

朱青, 周生路, 孙兆金, 等. 2004. 两种模糊数学模型在土壤重金属综合污染评价中的应用与比较. 环境保护科学, 30(3): 53—57.

BuatMenard P, ChesseeletR. 1979. Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. Earth and Planetary Science Letters, 42: 399—411.

Dudka S, MillerWP. 1999. Accumulation of Potentially toxic

- elements in plants and their transfer to human food chain. *Journal of Environment Science and Health* **B34**: 681—708.
- Goovaerts P. 1992. Factorial Kriging analysis: A useful tool for exploring the structure of multivariate spatial soil information. *Journal of Soil Science* **53**: 597—619.
- Gowd SS, Reddy MR, Govil HK. 2010. Assessment of heavy metal contamination in soils at Jajnu (Kanpur) and Unnao industrial areas of the Ganga Plain, Uttar Pradesh, India. *Journal of Hazardous Materials* **174**: 113—121.
- Guevara-Riba A, Sahuquillo A, Rubio R, et al. 2004. Assessment of metal mobility in dredged harbour sediments from Barcelona, Spain. *Science of the Total Environment* **321**: 241—255.
- Håkanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research* **14**: 975—1001.
- Hernandez L, Probst A, Probst JL, et al. 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: Evidence for atmospheric contamination. *Science of the Total Environment* **312**: 195—219.
- Huang SS. 2007. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. *Chemosphere* **24**: 1—8.
- Impellitteri CA, Saxe J, Cochran M, et al. 2003. Predicting the bioavailability of copper and zinc in soils: Modeling the partitioning of potential bioavailable copper and zinc from solid to soil solution. *Environmental Toxicology and Chemistry* **22**: 1380—1386.
- Li WX, Zhang XX, Wu B, et al. 2008. A comparative analysis of environmental quality assessment methods for heavy metal contaminated soil. *Pedosphere* **18**: 344—352.
- Liu XM, Wu JJ, Xu M. 2006. Characterizing the risk assessment of heavy metals and sampling uncertainty analysis in Paddy field by geostatistics and GIS. *Environmental Pollution* **141**: 257—264.
- Loska K, Węchua D, Korus J. 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International* **30**: 159—165.
- Miao C, Recaňka L, Peris M, et al. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* **65**: 863—872.
- Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediment of the Rhine River. *Geojournal* **2**: 108—118.
- Nemerow NL. 1974. *Scientific Stream Pollution Analysis*. Washington: Scribner Book Co.
- Remann C, de Caritat P. 2000. Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry. *Environmental Science and Technology* **34**: 5084—5091.
- Remann C, de Caritat P. 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: Regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Science of the Total Environment* **337**: 91—107.
- Sezgin N, Ozcan HK, Demir G, et al. 2003. Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E—5 highway. *Environment International* **49**: 979—985.
- Shen GQ, Lu YT, Wang MN, et al. 2005. Status and fuzzy comprehensive assessment of combined heavy metal and organochlorine pesticide pollution in the Taihu Lake region of China. *Journal of Environment Management* **76**: 355—362.
- Sollitto D, Romić M, Castrignati A, et al. 2010. Assessing heavy metal contamination in soils of the Zagreb region (Northwest Croatia) using multivariate geostatistics. *Catena* **80**: 182—194.
- Taylor SR, McLennan SM. 1995. The geochemical evolution of the continental crust. *Reviews of Geophysics* **33**: 241—265.
- Tessier A, Campbell PG, Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* **51**: 844—851.
- Wang HY. 2002. Assessment and prediction of overall environmental quality of Zhuzhou City, Hunan Province, China. *Journal of Environmental Management* **66**: 329—340.
- Wei BG, Yang LS. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal* **94**: 99—107.
- White JG, Welch RM, Norvell WA. 1997. Soil zinc map of USA using geostatistics and geographic information systems. *Soil Science Society of America Journal* **61**: 185—194.
- Zadeh LA. 1965. Fuzzy sets. *Information and Control* **8**: 338—353.
- Zoller WH, Gledney ES, Duce RA. 1974. Atmospheric concentrations and sources of trace metals at the South Pole. *Science* **183**: 199—201.

作者简介 郭笑笑,女,1986年生,硕士研究生,主要研究方向为土壤重金属评价分析及防治。E-mail: guoxiaoxiao519@126.com

责任编辑 魏中青