

中国农田土壤重金属污染的人体健康风险评估: 研究进展与展望*

龙新宪¹, 刘文晶¹, 仇荣亮^{1,2†}

(1.华南农业大学资源环境学院, 广州 510642; 2.广东省农业农村污染治理与环境安全重点实验室, 广州 510642)

摘要: 农田土壤重金属污染对食品安全和人体健康构成巨大的威胁。重金属主要通过经口摄入土壤、吸入土壤颗粒、皮肤接触和食物链摄取等暴露途径进入人体, 其中经口摄入重金属污染土壤和农产品是主要的暴露途径。人体健康风险评估在农田土壤质量分类和风险管控中起着重要作用。因此, 梳理了中国农田土壤重金属污染的人体健康风险评估的发展状况, 介绍了人体健康风险评估的基本流程和评估技术, 论述了影响人体健康风险评估准确性的主要因素及优化措施。在农田土壤重金属健康风险评估中, 应加强耦合污染源识别技术、重视食物消费暴露途径、精准识别不同敏感受体、本土化敏感受体的暴露参数、纳入重金属的生物可给性, 同时提高农田土壤重金属健康风险评估的准确性。未来可从加强应对健康风险评估过程不确定性的技术方法、考虑各种饮食的暴露途径和建立本土化的重金属毒性标准数据等多方面深化农田土壤重金属健康风险评估, 以期推动中国农田土壤重金属人体健康风险评估的理论和和技术发展。
关键词: 农田土壤; 土壤重金属污染; 健康风险评估; 环境风险管理
中图分类号: X820.4 **文献标志码:** A

Research Progress and Prospects of Human Health Risk Assessment of Heavy Metal Pollution in Farmland Soils of China

LONG Xinxian¹, LIU Wenjing¹, QIU Rongliang^{1,2†}

(1.College of Natural Resource and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 2. Key Laboratory of Agricultural and Rural Pollution Control and Environmental Safety of Guangdong Province, Guangzhou 510642, China)

Abstract: Heavy metal contamination of agricultural soils poses a great threat to food safety and human health. Heavy metals enter the human body mainly through exposure pathways such as direct ingestion of soil, inhalation of soil particles, dermal exposure and food chain ingestion, with direct ingestion of heavy metal-contaminated soil and eating agricultural products being the main exposure route. Human health risk assessment plays an important role in the classification of agricultural soil quality categories and environmental risk management. Therefore, this paper reviews the development of human health risk assessment of heavy metal contamination in agricultural soils in China, introduces the basic process and assessment techniques of human health risk assessment, and discusses the main factors affecting the accuracy of human health risk assessment and the optimization measures. The research indicates that in the health risk assessment of heavy metals in farmland soil, the coupled pollution source identification technology should be strengthened while the exposure route of food consumption needs more attention. Also, the exposure parameters of different sensitive receptors should be accurately identified, and the exposure parameters of localized sensitive receptors, and the bioavailability of heavy metals should be included to improve the accuracy

* 国家自然科学基金项目 (4217070510) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 4217070510)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: qiurl@scau.edu.cn

作者简介: 龙新宪 (1975—), 女, 博士研究生, 副教授, 主要从事土壤重金属污染修复研究。E-mail: longxx@scau.edu.cn

收稿日期: 2023-06-13; 收到修改稿日期: 2023-10-10; 网络首发日期 (www.cnki.net):

of health risk assessment of heavy metals in farmland soil. In the future, the health risk assessment of heavy metals in farmland soil can be deepened from many aspects, such as strengthening technical methods to deal with the uncertainty of the health risk assessment process and considering the exposure pathways of various diets. This will help with establishing localized heavy metal toxicity standard data to promote the development of the theory and technology of human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils of China.

Key words: Farmland soil; Soil heavy metal pollution; Health risk assessment; Environmental risk management

健康土壤是支持人类、动物和整个生态系统“共同健康”的重要基础^[1]。在过去二十多年，中国的工业化、城市化和农业集约化的高速发展加剧了农田土壤重金属污染^[2-3]。2014年《全国土壤污染状况调查公报》显示，我国耕地土壤的点位超标率为19.4%，主要污染物为重金属，其中镉（Cd）、镍（Ni）、砷（As）、铜（Cu）、汞（Hg）、铅（Pb）的超标率分别为7.0%、4.8%、2.7%、2.1%、1.6%、1.5%。一方面，农田土壤重金属的积累会导致土壤功能退化，影响作物的产量与品质^[4]。另一方面，农田土壤中重金属会通过食物链对人体健康造成威胁^[5]。面对农产品安全和人体健康的巨大压力，如何精准识别和评估农田土壤重金属污染的人体健康风险，从而选择经济、有效的土壤重金属污染风险管控措施与修复技术显得尤为重要。土壤污染物的健康风险评估是一项系统性、技术性很强的工作，几乎贯穿农田土壤环境管理的全过程。近年来，污染土壤的健康风险评估广泛应用于土壤风险管控与修复实践^[6]，人体健康风险评估也是建立土壤环境标准或基准的方法，可为土壤环境政策与法规制定提供基础数据^[7]。

20世纪60年代，美国就开展了污染场地的风险评估，当时主要以定性毒物鉴定为主。1976年，美国环境保护署（USEPA）公布了可疑致癌物的风险评估细则，提出有毒化学品的致癌风险评估方法。1983年，美国国家科学院（NAS）建立了健康风险评估的技术框架，包括危害识别、暴露评估、剂量-效应评估和风险表征。该方法对人体健康风险评估具有里程碑意义，已成为国际公认的人体健康风险评估方法。随后，美国环境保护局于1989年发布了《暴露因素手册》，这是一个包含各种环境暴露参数的数据库，以支持风险评估原则。2014年，美国环境保护署（USEPA）构建了人类健康风险评估框架，并陆续将其他建议纳入人类健康风险政策和实践。

2019年，我国生态环境部颁布了《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3-2019），主要参考USEPA的健康风险评估理论框架与技术方法，但至今尚未颁布农田土壤重金属污染的人体健康风险评估的细则与技术规范。虽然建设用地土壤健康风险评估的基本原则和概念模型基本上适用于农田土壤，但农田土壤重金属的污染源、污染特征、暴露情景等与建设用地有所不同^[8]。因此，为了提高农田土壤重金属污染人体健康风险评估的准确性，本文系统地梳理了农田土壤重金属污染健康风险评估的流程和技术，分析了影响农田土壤重金属污染健康风险评估结果的主要因素及其改进措施，并对农田土壤重金属污染健康风险评估的未来研究方向进行了展望，以期推动我国农田土壤重金属污染的健康风险评估理论与技术发展。

1 农田土壤重金属健康风险评估的基本流程

目前，研究者开展农田土壤重金属污染的人体健康风险评估时，流程基本上参照美国环境保护局提出的四步风险评估框架，包括危害识别、暴露评估、剂量-效应评估和风险表征。

1.1 危害识别

危害识别是健康风险评估的第一步。USEPA将危害识别定义为识别能够导致不利健康影响的各种暴露，并描述不同暴露的浓度和强度特征（USEPA2014）。对于农田土壤，危害识别的主要任务是识别可能构成人体健康风险的重金属种类、量化其在土壤中的浓度，并分析它们是否对人类健康构成威胁。通常，研究者通过文献调研和实地调查收集相关资料与信息，主要包括：（1）评估土壤所在区域的气候、水文和地质信息；（2）土地利用类型、土壤类型、土壤重金属的背景值、耕作方式、作物种类等；（3）农业灌溉水质量，农药、化肥、农膜等农业投入品的使用情况、畜禽养殖废

弃物处理处置及农情情况，固体废物堆存、处理处置场所分布等；（4）评价区域周边的工矿企业类型与空间分布、三废排放情况等；（5）采集代表性土壤和农产品样品，测定土壤和农产品的重金属含量，确定关注重金属的种类及其空间分布特征。

土壤和农产品的采集、运输、制备和分析测定可参照《农用地土壤污染状况详查点位布设技术规范》（环办土壤函（2017）1021号）、《农用地土壤污染状况详查质量保证和质量控制技术规定》（环办土壤函（2017）1332号）、《全国土壤污染状况详查土壤样品分析测试方法技术规范》（环办土壤函（2017）1625号）、《全国土壤污染状况详查农产品样品分析测试方法技术规范》（环办土壤函（2017）1625号）等技术规范。

1.2 暴露评估

进行农田土壤重金属的暴露评估时，需要关注重金属的迁移情况并分析可能受到危害的敏感人群，主要包括确定农田土壤重金属的暴露途径，选择暴露评估模型和参数，计算不同敏感人群对重金属的暴露量。通常，农田土壤重金属的人体暴露途径主要包括经口摄入土壤、呼吸吸入土壤颗粒、皮肤接触土壤和食物链摄取，不同暴露途径的重金属平均日暴露剂量（ADD）的计算如下：

$$ADD_{ing} = \frac{C_{soil} \times IR_{ing} \times EF \times ED \times 10^{-6}}{BW \times AT} \quad (1)$$

$$ADD_{inh} = \frac{C_{soil} \times IR_{inh} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (2)$$

$$ADD_{der} = \frac{C_{soil} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED \times 10^{-6}}{BW \times AT} \quad (3)$$

$$ADD_{plant} = \frac{C_{plant} \times IR_{plant} \times EF \times ED \times 10^{-6}}{BW \times AT} \quad (4)$$

式中， ADD_{ing} 、 ADD_{inh} 、 ADD_{der} 、 ADD_{plant} 分别为经口摄入土壤、吸入土壤颗粒、皮肤接触土壤和摄食农产品的每日暴露剂量（ $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ ）； C_{soil} 代表土壤中重金属的浓度（ $mg \cdot kg^{-1}$ ）； C_{plant} 代表农产品中的重金属浓度（ $mg \cdot kg^{-1}$ ）； IR_{plant} 代表农产品的摄入量。其他相关参数见表 1。

表 1 暴露评估中的各参数值含义及其参考数值^[9]

Table 1 The meaning of the values of each parameter in the exposure assessment and their reference values^[9]

参数 Parameter	单位 Unit	参考取值 Value	
		儿童 Children	成人 Adult
土壤颗粒摄入速率 Ingestion rate (IR_{ing})	$mg \cdot d^{-1}$	200	100
土壤颗粒吸入速率 Inhalation rate (IR_{inh})	$m^3 \cdot d^{-1}$	7.5	14.5
暴露频率 Exposure frequency (EF)	$day \cdot a^{-1}$	350	350
暴露期 Exposure duration (ED)	a	6	24
皮肤暴露面积 Exposed skin area (SA)	cm^2	2448	5075
皮肤黏附系数 Skin adherence factor (AF)	$mg \cdot m^{-2} \cdot d$	0.2	0.07
皮肤吸收因子 Dermal absorption factor (ABS)	-		0.001
颗粒物释放因子 Particle emission factor (PEF)	$m^3 \cdot kg^{-1}$		1.36×10^9
平均暴露时间 Average exposure time (AT)	d		致癌: 70×365 非致癌: ED×365
平均体重 Average bodyweight (BW)	kg	15.9	56.8

注：“-”表示无单位。Note:“-”indicates no unit.

1.3 剂量-效应评估

在危害识别的基础上，分析农田土壤重金属经不同暴露途径对人体健康的致癌效应与非致癌效应、重金属对人体健康的危害机理以及剂量-效应关系等。通过文献调研、实地调研和模拟实验等手段，获得关注重金属的参考剂量、参考浓度、致癌斜率因子等参数。目前，研究者主要从美国环境保护局发布与更新的综合风险信息数据库（IRIS）获取重金属的毒性数据。表 2 总结了 IRIS 推荐的农

田土壤常见八种重金属的计算非致癌风险的参考剂量 (Rfd) 和计算致癌风险的斜率因子 (SF)。

表 2 综合风险信息系统(IRIS)的八种重金属的参考剂量 (Rfd) 和斜率因子 (SF) [8, 10]

Table 2 Reference dose (Rfd) and slope factor (SF) for eight heavy metals of Intergrated Risk Information System (IRIS) [8, 10]

元素 Element	Rfd/ (mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)			SF/ (mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹) ⁻¹		
	经口摄入 Ingestion	皮肤接触 Dermal contact	呼吸吸入 Inhalation	经口摄入 Ingestion	皮肤接触 Dermal contact	呼吸吸入 Inhalation
镉 Cd	1.00×10 ⁻³	1.00×10 ⁻⁵	1.00×10 ⁻⁵	6.10	-	6.30
铬 Cr	3.00×10 ⁻³	6.00×10 ⁻⁵	2.86×10 ⁻⁵	5.00×10 ⁻¹	-	42.00
砷 As	3.00×10 ⁻⁴	1.23×10 ⁻⁴	-	1.50	3.66	15.00
铅 Pb	3.50×10 ⁻³	5.25×10 ⁻⁴	-	8.50×10 ⁻³	-	-
铜 Cu	4.00×10 ⁻²	1.20×10 ⁻²	-	-	-	-
锌 Zn	3.00×10 ⁻¹	6.00×10 ⁻²	-	-	-	-
镍 Ni	2.00×10 ⁻²	5.40×10 ⁻³	9.00×10 ⁻⁵	-	-	8.40×10 ⁻¹
汞 Hg	3.00×10 ⁻⁴	2.10×10 ⁻⁵	8.57×10 ⁻⁵	-	-	-

注：“-”表示无该参数。Note:“-”indicates that this parameter is not available.

1.4 风险表征

在暴露评估和毒性评估的基础上，采用风险评估模型计算农田土壤中单一重金属单一暴露途径的致癌风险和非致癌风险，计算多种重金属的总致癌风险和危害指数，并进行敏感性分析和不确定性分析。

通常，重金属的非致癌风险使用危害商 (Hazard Quotients, HQ)、综合风险危害指数 (Hazard Index, HI) 和总非致癌风险指数 (THI) 来表征，计算方式为：

$$HQ = \frac{ADD_i}{Rfd_i} \quad (5)$$

$$HI = \sum HQ_i \quad (6)$$

$$THI = \sum (HI_{ing} + HI_{inh} + HI_{der}) \quad (7)$$

式中， i 代表重金属元素； ADD_i 为重金属 i 的日均摄入量 (mg·kg⁻¹·d⁻¹)； Rfd_i 为重金属 i 的参考剂量 (mg·kg⁻¹·d⁻¹)。综合风险危害指数 (HI) 用于评估农田土壤中多种重金属造成的累积非致癌风险， $HI > 1$ 则代表会发生不利的健康影响。THI 为多种重金属所有暴露途径的非致癌风险指数总和。

致癌风险 (CR) 表示个体一生中因摄入重金属而患癌症的概率，计算公式如下：

$$CR = ADD_i \times SF_i \quad (8)$$

$$TCR = \sum ADD_i \times SF_i \quad (9)$$

式中， SF 为斜率因子 (mg·kg⁻¹·d⁻¹)； ADD_i 为重金属 i 摄入的平均日剂量 (mg·kg⁻¹·d⁻¹)； TCR 为总致癌风险指数，通常情况下超过 1×10^{-6} 的癌症风险被认定为不可接受。

在健康风险评估过程中，敏感性分析是反映各参数对风险结果的影响程度，敏感度值越大则其对风险结果的影响越大，且敏感度为正值，则表示与风险结果正相关，反之亦然^[11]。暴露场景的不确定性描述主要包括重金属污染源、重金属的迁移与转化途径、暴露人群及其行为活动、暴露持续时间与频率等。

2 农田土壤重金属健康风险评估技术

2.1 确定性风险评估技术

确定性风险评估是基于暴露变量参数（即土壤重金属浓度、摄入量、暴露频率、持续时间和体重），计算不同敏感人群的重金属日暴露剂量与暴露参考剂量的比值，即风险值。目前，大部分研究者采用确定性风险评估技术来量化农田土壤重金属的人体健康风险。例如，Huang 等^[12]评估了中国东南部城郊农田土壤中 Pb、Cd、Cr、Cu、锌（Zn）、Ni、As、Hg 八种重金属的确定性人体健康风险，当地居民的健康风险主要来自于 As、Cd 和 Cr。Liang 等^[13]评估了广东省韶关中部地区农田土壤的 Hg、As、Pb、Cd、Cr、Cu、Ni、Zn 八种重金属通过摄入土壤、皮肤接触和吸入土壤颗粒三种暴露途径的健康风险，结果表明土壤重金属对研究人群的潜在致癌风险均属于可接受水平；但成人和儿童摄入土壤途径的平均非致癌风险值分别占总非致癌风险值的 89.54% 和 93.71%，即摄入土壤是最重要的暴露途径。Jiang 等^[14]评估了江苏省常熟市某乡镇土壤中 Pb、Cu、Zn、As、Cd、Ni 的人体健康风险，结果表明儿童和成人的 THI 分别为 6.11 和 3.62，TCR 分别为 4.03×10^{-4} 和 9.78×10^{-4} 。

采用确定性风险评估技术，不需要过多的数据，风险评估结果简单易懂，并可确定不同暴露途径、不同人群和不同重金属的风险优先次序^[15]。然而，确定性风险评估很难确定对人体健康最具威胁的元素^[16]。同时，确定性风险评估中暴露参数的输入通常使用集中趋势值，结果输出为单点值，评估结果可能会高估或低估农田土壤重金属的人体健康风险^[17]。

2.2 概率性风险评估技术

农田土壤重金属污染具有污染来源多、空间异质性大、界面迁移转化行为复杂等特点^[18]。同时，因生活方式、饮食习惯和体质等不同，不同人群的土壤摄取率、体重和接触频率等参数存在显著差异^[19]。因此，健康风险评估存在高度不确定性（包括参数不确定性、模型不确定性和暴露场景不确定性）和变异性（包括人群暴露参数、毒性参数、人群生理与行为差异等）。基于此背景下，概率风险评估应运而生，为农田土壤重金属污染的人体健康风险评估带来了新视角^[17]。

蒙特卡罗模型是一种利用计算机模拟在概率框架中量化不确定性和可变性的方法，已被研究者广泛应用于农田土壤重金属的人体健康风险评估^[20-21]。评估农田土壤重金属的人体健康风险时，首先赋予农田土壤中的重金属浓度、敏感人群的体重、土壤摄入量、皮肤暴露面积等参数的概率分布，使用蒙特卡罗模型进行成千上万次迭代运算，依次输出不同重金属对不同受体人群的致癌和非致癌风险值的概率分布。进一步结合敏感性分析，确定与模型输出变异高度相关的参数，为风险值的优化提供依据^[22]。例如，Yang 等^[23]考虑重金属浓度、土壤摄入量、体重和参考剂量等暴露参数的不确定性和可变性，采用蒙特卡罗模型评估中国受重金属污染农田土壤的人体健康风险，结果表明，成人近 90% 的总致癌值超过 1×10^{-6} ，儿童则有近 95% 的总致癌值超过 1×10^{-6} 。Liu 等^[9]对西北某绿洲农田土壤重金属的人体健康风险评估发现，镍为优先控制的金属，土壤重金属浓度和摄入率为影响健康风险评估的关键暴露参数。Han 和 Gu^[24]评估了中国典型工业城市兰州市农业土壤重金属的人体健康风险，蒙特卡罗模型结果显示，儿童的潜在 HI 范围在 0.309~1.26，成人的潜在 HI 范围为 0.028~0.114。

与确定性风险评估技术相比，概率风险评估技术可提供超出人体健康风险标准值的概率，提高了人体健康风险评估的准确性，适用于更精细的暴露人群、暴露途径及重金属种类的优先级识别^[25]。但是，蒙特卡罗模型在随机数的产生方面过多地依赖于假定好的分布和模型，而且其结果不太直观，需要专业的培训和指导才能理解并执行风险结果，这可能需要更多的时间和资源^[17]。由于上述挑战，大部分研究者同时采用确定性风险评估和概率风险评估技术来评估农田土壤重金属的人体健康风险。

3 农田土壤重金属污染人体健康风险评估技术的改进

3.1 耦合农田土壤重金属的污染源识别与解析技术

我国农田土壤受重金属污染的成因复杂，包括自然的成土母质条件、人为的污染因素以及自然与人为因素的叠加作用等。在多污染源并存的区域，如果能够识别和量化不同污染源对健康风险的贡献，就可确定优先污染源，并制定有针对性的污染控制措施。

污染源解析方法主要包括定性方法（如地统计模型、多元统计分析和同位素标记等）、定量模型（如

化学质量平衡、主成分分析 (PCA) 和正矩阵分解模型 (PMF) 等) 和综合方法^[26]。在多种定量模型中, 正矩阵分解模型 (PMF) 在非负值和误差聚集方面具有优势^[27], 广泛应用于农田土壤重金属污染源的识别与解析^[28-29]。例如, Zhou 等^[30]采用 PMF 技术解析了湖南省株洲市铅锌冶炼厂周边农田土壤重金属的来源, 结果表明冶炼活动是造成土壤 Cd、Zn 和 Pd 污染的主要来源, 其贡献率高达 48.62%。PMF 是一种简单实用的污染源解析模型, 不仅可识别污染源并量化不同污染源的贡献, 还可单独量化每个采样点的贡献。但是, 污染源分类主要是靠现有研究和专家经验, 主观性强, 最终仅能得到一个粗略结果^[13]。因此, 有学者结合 PMF、主成分分析 (PCA) 和地统计分析技术, 首先采用 PCA 大致确定污染源, 接着用地统计分析直观展现污染源的分布, 并验证 PCA 结果是否合理, 最后采用 PMF 分析污染源类型及其贡献率^[31]。

不同污染源的重金属种类与浓度差异很大, 且不同重金属的毒性也不同。因此, 对土壤重金属积累贡献最大的污染源, 不一定对人体健康风险最大^[32]。为了在有限的资源和成本下有效控制农田土壤重金属污染, 明确污染源和人体健康风险之间的关系是非常重要的。近年来, 一些学者提出将 PMF 模型与人体健康风险评估 (HRA) 模型相结合。例如, Yuan 等^[20]利用 PMF 模型、HRA 模型和蒙特卡罗技术相结合的方法评估中国典型矿业城市土壤重金属的人体健康风险, 研究发现土壤中砷、镉和铅的健康风险主要来源于矿物开采、冶炼和交通排放的混合污染, 占污染源总贡献率的 15.72%, 但矿物开采、冶炼和交通排放的混合污染对儿童总致癌风险值的贡献率达到了 47.34%。Guo 等^[33]将 PMF 技术与健康风险评估相结合, 对于云南省南部土壤的风险贡献率由高到低排序为自然资源 (41.49%)、交通排放 (24.70%)、工业活动 (17.48%)、农业活动 (16.33%), 但以 As、Cu、Zn 污染为主的农业活动是成人与儿童致癌风险与非致癌风险的主要原因。Liang 等^[34]评估浙江省台州市电子垃圾场周围农田土壤重金属的健康风险, 发现土壤重金属的主要来源为电子废物分解活动、自然来源和大气沉降, 分别占重金属污染的 27%、46% 和 27%; 健康风险评估结果发现, 电子废物拆解活动是构成非致癌风险的主要因素。因此, 结合污染源解析技术, 可有效区分不同污染源的重金属健康风险, 并可对不同污染源的健康风险进行排序。

3.2 全面分析农田土壤重金属的人体暴露途径

目前, 研究者开展农田土壤重金属的人体健康风险评估时, 通常照搬建设用地的评估方法, 仅考虑经口摄入土壤、皮肤接触和吸入土壤颗粒这三种暴露途径^[9, 35], 忽视了重金属在农田土壤-农作物-人体系统中的迁移与积累^[36]。一些研究证明, 对于评估区域的居民, 食用当地生产的大米、小麦、蔬菜等农产品对镉、铅、砷的总风险贡献最大^[37]。例如, 中国东南地区某典型城郊地区近 1/2 的大米样品被镉和铅污染, 44% 的蔬菜受到汞污染, 87.5% 的人体健康风险归因于食物消费, 尤其是大米^[12]。因此, 开展农田土壤重金属的健康风险评估时, 要格外重视食物链摄取这一暴露途径。

然而, 与土壤摄入和吸入等其他暴露途径相比, 食物链暴露途径存在更多的不确定性, 包括农作物的种类、重金属含量与日消费量等。例如, Zheng 等^[38]评估了珠江三角洲城市群土壤和 78 种粮食作物中重金属 (Cr、Cd、As、Pb、Hg) 的人体健康风险, 结果表明 Cd 的人体风险最大, 惠州部分地区人群的 Cd 暴露途径主要为摄入 Cd 污染的叶根类蔬菜, 而珠江三角洲居民的人体健康风险主要来自食用 Cd 污染的谷物和玉米。不同农作物从土壤中吸收和累积重金属的能力差异巨大, 其构成的潜在人体健康风险也不同^[39]。例如, 研究发现, 不同作物重金属积累由大到小依次为茶叶、稻米、蔬菜, 但由于稻米的日摄入量远大于茶叶, 如果在重金属污染土壤种植谷物时, 其构成的人体健康风险大于茶叶^[12]。因此, 在计算食物链摄入途径的健康风险时, 要通过实地调查获得农田土壤的利用类型、主导农作物的种类及其重金属含量、当地居民的饮食结构等参数。

值得注意的是, 农产品中的重金属并非全部来自土壤, 大气沉降也是农作物吸收和积累重金属的重要途径。例如, Xiang 等^[40]研究发现 Hg 是土壤中污染最严重的重金属, 但作物中 As 积累对人体健康风险的贡献率最大, 最高达到 64.5%。此外, 除了食用重金属污染的粮食、蔬菜等植物性食物外, 重金属还可能通过土壤-农作物-家禽家畜、土壤-土壤动物-家禽等途径进入人体, 进一步增加了当地居民的健康风险。例如, Elkribi-Boukhris 等^[41]首次将食物链模型 (Food Chain Model) 引入土壤重金属的人体健康风险评估, 他们综合考虑土壤重金属水平、土壤性质 (黏土含量、有机质、pH)、土壤-植物的转运系数、土壤-蚯蚓的转运系数、鸡组织重金属含量和食物结构等影响因素, 构建了土壤-鸡、土壤-植物-鸡、土壤-蚯

蚬-鸡的重金属迁移模型,计算出研究区域的鸡通过摄入土壤、植物叶片和蚯蚓三种暴露途径的重金属日暴露量(Daily Intake)和生物富集系数(Bioaccumulation Factors),进一步评估了当地居民通过摄食鸡肉(蛋)的重金属风险。模型结果显示,鸡组织中的重金属主要来源于摄食蚯蚓,食用受重金属污染的鸡对当地居民的健康构成了一定风险,成年人的非致癌风险指数(HI)为0.67~4.74,儿童的HI高达12.34。因此,今后开展土壤重金属污染的人体健康风险评估时,构建重金属迁移的食物链模型,可提高人体健康风险评估的准确性。

3.3 精准识别和区分不同敏感人群受体

在开展土壤重金属污染的健康风险评价时,为简单起见,研究者通常仅将敏感人群分为成人与儿童^[42-43],少数研究将成人细分为男性和女性^[44]。然而,对农田土壤重金属的健康风险评价时,尤其在小尺度范围(县级、镇级、村级)开展健康风险评估,需要考虑不同人群的重金属暴露途径和暴露频率的差异。例如, Ye 等^[44]评估了新疆天山北坡经济带的土壤重金属对不同人群(即儿童、成年女性和成年男性)的概率健康风险,结果显示儿童、成年女性和成年男性的致癌风险分别为77.52%、69.09%和65.63%,即成年女性较成年男性具有更高的致癌风险。调查数据显示,我国大约42%的65岁以上农民仍然从事农业工作^[45],并且在进行农事工作时基本不采取保护措施。由于老年人的基础代谢水平差,有些老年人患有慢性肝病或肾病,老年人可能具有较年轻人更低的可接受风险阈值。虽然大量研究发现儿童较成人具有更大的健康风险,主要途径为摄入土壤颗粒^[46-47]。但随着中国城镇化和集约化农业的发展,农村儿童越来越少参与农业活动。因此,农村儿童直接摄入土壤颗粒的频率较低,重金属的主要暴露途径为摄食受污染地区生产的粮食、蔬菜、水果等。例如, Cupara 等^[48]评估了黑山共和国 Pljevlja 市的农田土壤重金属的人体健康风险,结果显示摄食当地种植的蔬菜(尤其是土豆和甜菜)对儿童构成了非致癌风险,但对成年人无健康风险。Peng 等^[49]也发现儿童食用农作物面临的非致癌风险高于成人。因此,在小区域尺度开展农田土壤重金属的人体健康风险评估时,要精准分析暴露情景,细化不同敏感人群的暴露途径,从而提高健康风险评估结果的准确性。

3.4 修正毒性标准和暴露参数

目前,在评估农田土壤重金属的致癌和非致癌风险时,大多数研究是直接参考美国环境保护局发布的综合风险信息系统(IRIS)的数据。但基于IRIS的Rfd和SF数据可能无法准确反映中国人群的毒性反应。近年来,有学者考虑到地区差异性,根据实际人体暴露特征对重金属的种类和毒性标准参数进行调整^[50],评价结果更符合实际。因此,未来还需要基于我国实际情况建立本地化的重金属毒性数据库。此外,大多数农田土壤为重金属复合污染,传统非致癌健康风险评估方法仅考虑单一重金属在多种暴露途径下的非致癌风险值,将重金属间的相互作用认为是简单的剂量相加^[51]。事实上,多种重金属作用同一靶器官上存在协同和拮抗作用,从而会低估或高估农田土壤重金属的实际健康风险。例如,考虑到重金属在靶器官上的相互作用,李慧等^[52]采用美国毒性物质和疾病登记署提出的二元证据权重法对研究区域土壤重金属(As、Cr、Cd、Pb)的儿童非致癌健康风险进行修正,二元证据权重法得到的HI值为传统评估方法HI值的67%~331%。

在计算农田土壤重金属的暴露量时,需要暴露时间、暴露频率、食物摄取率和体重等暴露参数,这些参数主要参考美国环境保护局提供的暴露因子手册^[53-54]。然而,不同国家和地区的生活和饮食习惯存在差异,美国环境保护局暴露参数可能无法准确反映中国人群的暴露特征。尽管有些学者采用中国的暴露因子来减少健康风险评估的不确定性^[22],但中国幅员辽阔,不同暴露人群参数和饮食结构有很大的差异性,使用统一的暴露参数也会造成不准确的评估结果。例如, Wei^[19]等通过细化32个省份中幼儿(2~5岁)、儿童(5~12岁)、青少年(12~18岁)和成人(18~80岁)不同年龄组的暴露参数,评估了商品大米中五种重金属(Cd、As、Hg、Pb、Cr)的人体健康风险,结果表明不同省份关键受体的具体年龄组不同,大约三分之二的省份关键受体是儿童(5~12岁);在一些地区,农田镉污染会构成严重的健康风险,但在此研究中, Cr、Hg 和 Pb 在大多数情况下不会构成重大的健康风险。这种不同的结果可能是由于不同的研究对象和暴露参数构成的。

对于自产自足的农民,摄食受污染的农产品是土壤重金属最重要的暴露途径^[49],其中农产品的重金属浓度和摄入量是影响健康风险评估结果的重要因素^[55]。当前,我国土壤环境管理的理念从过去的

“浓度控制”转为了“风险控制”，其中土壤环境标准是防治土壤污染必不可少的。2018年，生态环境部颁布了《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB36600-2018）和《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB15618-2018），其中 GB36600-2018 是基于保护人体健康的土壤环境标准，而 GB15618-2018 是基于保护农产品安全的土壤环境标准。因此，Yang等^[7]研究了基于人类健康风险的农用地土壤环境基准，他们以长江流域经济发达的江苏省和浙江省为例，建立了两省的农业用地情景和本土化参数（自产蔬菜种类与日消费量、土地利用和受体参数），得到的两省农田土壤 Cd 环境基准存在差异，主要原因是摄入自产蔬菜是主要暴露途径，而两省人民的自产蔬菜种类和日消耗量差异很大。因此，在开展小尺度范围农田土壤重金属的人体健康风险评估时，需采集和测定代表性农产品中的重金属浓度，获取当地人群的饮食结构、农产品摄入量等参数，才能提高评估结果的准确性。

3.5 引入土壤和农产品重金属的生物可给性

重金属污染的土壤或食物在经口腔摄入人体内后，在胃肠道中消化并通过血液循环积聚在靶器官和组织中，导致人体新陈代谢的变化，引发器官和组织形态变化，对身体产生毒性作用。实际上，受重金属在土壤或食物中赋存形态等多种因素影响，土壤或食物中重金属并非全部溶解于消化液并被人体系统吸收^[56]。胃肠道中可吸收量并不能通过其在土壤或食物中的总量准确地计算出来。现有健康风险评估模型均基于重金属总量计算暴露剂量^[57-58]，其通常高估了农田土壤重金属的人体健康风险^[59]。重金属的生物可给性（Bioaccessibility）是指重金属经过胃肠道消化后从基质中释放出来的部分，表示基质中重金属被人体吸收的相对量^[60]。近年来，越来越多研究者应用土壤重金属的生物可给性开展土壤重金属健康风险评估。例如，姚冬菊等^[61]研究了农田土壤中 As 对儿童的总致癌风险，基于土壤重金属总量和基于生物可给性的评价结果分别为 6.87×10^{-5} 和 1.38×10^{-6} 。尹娟等^[62]评估了广西某流域农田土壤 7 种重金属（Cd、Cu、Zn、Ni、Pb、As、Cr）的健康风险，基于土壤重金属总量对儿童的总非致癌风险值为 2.47，而经生物可给性修正后，儿童总非致癌风险值为 0.11。一些科学家还指出，以人体靶器官的实际重金属含量作为评价指标更为科学合理。

目前，测定土壤或农产品重金属生物可给性的方法有动物模型、体外胃肠模拟方法和肠细胞模型。其中，土壤重金属的人体健康风险评估中，广泛采用体外胃肠模拟方法获得重金属生物可给性的数据，主要方法有包括溶解性生物利用度（Solubility Bioavailability Research Consortium, SBRC）、基于生理提取试验（Physiologically Based Extraction Test, PBET）、体外胃肠道（In Vitro Gastrointestinal, IVG）和统一驳船法（Unified BARGE Method, UBM）等^[63]。例如，田稳等^[64]采用 SBRC 测定了我国西南典型蔬菜种植区土壤中 Cd、As、Pb、Cr、Ni、Cu 和 Zn 的生物可给性，不同重金属的生物可给性差异较大，其中 Cd 的生物可给性（35.31%）最高。这也说明不同重金属进入人体后被吸收的比例不同，主要受土壤类型、重金属种类、土壤理化性质等影响。

食物链途径是农田土壤重金属的重要暴露途径之一。同样，受食物化学组成的影响，不同食物中重金属的食物可给性也存在差异。例如，林承奇等^[65]研究发现，在闽西南农田土壤-水稻系统中，稻米中各重金属的生物可给性均大于土壤中对重金属的生物可给性。该结果说明稻米中重金属相对于土壤更容易被人体吸收。Zhuang 等^[66]发现不同种类蔬菜中的 Cd 和 Pb 的生物可给性差异较大，叶菜中 Cd 的生物可给性高于果蔬。因此，在评估土壤重金属通过食物链暴露途径的健康风险时，考虑不同食物中的重金属生物可给性也是非常重要的。

值得注意的是，由于生物可给性研究中缺少人体胃蛋白酶等生物组分，基于生物可给性的健康风险评估结果的准确性一直受到科学界的关注^[67]。因此，有学者提出结合体外胃肠模拟法和胃上皮细胞（GES-1）毒性实验评估土壤重金属的毒性效应，可从分子生物学层面验证基于生物可给性的健康风险评估结果^[68]。例如，Tian 等^[68]结合 PBET 和 CES-1 细胞模型研究了西南某典型蔬菜种植区的土壤和蔬菜中 Cr、As、Cd、Pb、Ni、Cu、Zn 和锰（Mn）的生物可给性及人体健康风险，结果表明摄入研究区蔬菜可能存在健康风险，但存在风险的蔬菜胃提取液并未对人胃上皮细胞 GES-1 造成毒性效应。该结果表明基于重金属总量和生物可给性的健康风险可能会被高估。因此，为了提高健康风险评估的准确性，将生物可给性和毒性反应纳入健康风险评估也是非常必要的。

4 结论与展望

中国作为农业大国,农田土壤的质量事关国家粮食安全,越来越多的学者认识到精准评估农田土壤重金属污染健康风险的重要性。我国现有风险评估方法的核心思想源于美国国家科学院提出的风险评估思路,采用的评估模型和相关参数也多参照美国及其他欧洲国家。今后,在“四步法”健康风险评估的基本框架下,通过耦合污染源识别技术、重视食物消费暴露途径、精准区分不同敏感受体、本土化敏感受体的暴露参数、纳入重金属的生物有效性,可提高农田土壤重金属健康风险评估的准确性。

土壤重金属污染健康风险评估全过程具有不确定性、动态性和随机性。近年来,概率风险评估为土壤污染风险评估领域带来新视角。蒙特卡罗模型被广泛用于解决健康风险评估中众多不确定和变异性问题,但蒙特卡罗模型在分析可靠度时,必须先形成一系列可靠的随机数,且随机数的产生方面比较依赖假定好的分布和模型^[17]。因此,今后需要研发更简便高效的蒙特卡罗模型以提高随机数的准确性和风险评估效率。特别在开展大尺度的农田土壤重金属健康风险评估时,有必要将蒙特卡罗模型与地统计方法相结合,以识别不同人群暴露于农田土壤重金属的健康风险超标率。此外,模糊分析是一种强大的工具,它可通过模糊集和隶属函数来管理评估者的模糊语言变量和其他不确定性。在农田土壤重金属的健康风险评估中,除了考虑重金属浓度外,还应包括土地利用方式、土壤性质和复合污染等方面的综合影响与耦合作用以及不同指标对评价目标的贡献与权重^[69]。模糊分析方法在计算过程中可考虑多个评价对象之间的关系,不引入主观因素,确定的结果相对客观可靠^[70]。因此,在未来的研究中可结合模糊合成评价模型对重金属健康风险进行评估。

长期食用重金属污染的农产品致使重金属在人体内大量蓄积,从而给人体健康带来巨大危害。目前,研究者在开展农田土壤重金属的健康风险评估时,通常仅计算摄入一种农作物(主要是水稻和蔬菜)的重金属暴露量^[17-72]。众所周知,不同农作物、不同作物品种对重金属吸收累积差异明显,相同作物品种的不同基因型对重金属的吸收累积的能力也差异显著。因此,在开展小尺度范围(县、镇、村)的农田土壤重金属的健康风险评估时,应根据当地居民的消费习惯,获得不同农产品(如稻米、小麦、根类蔬菜、茎类蔬菜、叶类蔬菜和葱蒜类蔬菜等)的日消费量及其比例,计算不同农产品的风险值。此外,农户饲养的家禽、家畜食用重金属污染的粮食或蔬菜后,重金属在畜禽体内积累,最终也会进入人体,从而进一步增加了当地居民的健康风险。因此,在未来的研究中,有必要全面考虑各种饮食暴露途径,建立食物链模型来明确重金属从农田土壤到人体的迁移积累过程及其影响因素。

不同个体的身体健康状况差异,导致对重金属的敏感性也不同。这种差异可能与个人基因、生活方式和环境因素等有关。虽然目前已有一些研究采用中国人群的暴露参数,但也难以反映不同区域之间的差异。因此,为了准确评估土壤重金属健康风险,需要更深入地了解不同区域和不同人群的暴露参数和毒性参数。此外,未来尚需更多的研究来确定不同重金属之间的相互作用和累积效应,以减少重金属污染对环境和人体健康的影响。

基于体外模拟实验的重金属生物可给性研究是完善农田土壤重金属健康风险评价的重要途径之一。目前,对于直接摄入重金属污染土壤或农产品暴露途径,研究者主要采用各种体外模拟实验获得重金属的生物可给性,但不同模拟方法的结果差异很大^[73]。同时, PBET 法、SBET 法、UBM 法和稀盐酸溶液模拟人体消化道环境时未考虑食物影响,也未考虑不同人群的胃肠液成分(儿童、成人和老年人、孕妇等)的差异,无法模拟细胞间相互作用对重金属摄入的影响^[74]。如果简单地将生物有效性的结果应用于风险评估,则会导致不准确的风险结果,造成后续不合理的风险管理措施或者增加修复成本。因此,为了更为准确地评估农田土壤重金属的人体健康风险,今后应该加强以下方面的研究:第一,优选适用、安全的体外模拟方法,建立适应不同敏感人群受体的土壤和农产品重金属生物可给性的技术规范。第二,土壤重金属生物可给性的影响因素众多、关系复杂,今后应加强农田土壤重金属生物有效性与重金属总量、赋存形态和土壤理化性质耦合关系的预测模型研究,从而提高健康风险评估的准确性与有效性。第三,土壤或农产品中的生物可给态重金属是否一定对人体产生毒害效应呢?以及诱发什么健康危害呢?深入研究土壤/农产品重金属总量-生物可给性重金属含量-生物可给态重金属毒性效应之间的剂量效应关系,

建立基于重金属生物可给性和毒性效应为基础的人体健康风险评估模型。第四,开展皮肤接触土壤和吸入土壤颗粒物暴露途径的重金属生物可给性的研究。

参考文献(References)

- [1] Keith A M, Schmidt O, McMahon B J. Soil stewardship as a nexus between ecosystem services and one health[J]. *Ecosystem Services*, 2016,17: 40-42.
- [2] Shi T R, Ma J, Zhang Y Y, et al. Status of lead accumulation in agricultural soils across China (1979–2016)[J]. *Environment International*, 2019,129: 35-41.
- [3] Setia R, Dhaliwal S S, Singh R, et al. Ecological and human health risk assessment of metals in soils and wheat along Sutlej river (India)[J]. *Chemosphere*, 2023, 312: 137331.
- [4] Lu A X, Li B R, Li J, et al. Heavy metals in paddy soil-rice systems of industrial and township areas from subtropical China: Levels, transfer and health risks[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2018,194: 210-217.
- [5] Baltas H, Sirin M, Gökbayrak E, et al. A case study on pollution and a human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils around Sinop Province, Turkey[J]. *Chemosphere*, 2020,241: 125015.
- [6] Xu D M, Fu R, Liu H Q, et al. Current knowledge from heavy metal pollution in Chinese smelter contaminated soils, health risk implications and associated remediation progress in recent decades: A critical review[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 286: 124989.
- [7] Yang S H, Wu Y H, Ma J, et al. Human health risk-based generic assessment criteria for agricultural soil in Jiangsu and Zhejiang provinces, China[J]. *Environmental Research*, 2022, 206: 112277.
- [8] Yang S Y, Sun L J, Sun Y F, et al. Towards an integrated health risk assessment framework of soil heavy metals pollution: Theoretical basis, conceptual model, and perspectives[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 316: 120596.
- [9] Liu Z, Du Q Q, Guan Q Y, et al. A Monte Carlo simulation-based health risk assessment of heavy metals in soils of an oasis agricultural region in northwest China[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 857: 159543.
- [10] USEPA.IRIS (Integrated Risk Information System) of USEPA. IRIS Assessment[OL]. <https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/atoz.cfm>.
- [11] Ma J, She Z L, Wang S L, et al. Health risk assessment of heavy metals in agricultural soils around the gangue heap of coal mine based on Monte Carlo simulation[J]. *Environmental Science*, 2023,44(10): 5666-5678. [马杰, 余泽蕾, 王胜蓝, 等. 基于蒙特卡罗模拟的煤矸山周边农用地土壤重金属健康风险评估[J]. *环境科学*, 2023,44(10): 5666-5678.]
- [12] Huang Y, Chen Q Q, Deng M H, et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soils in a typical peri-urban area in southeast China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 207: 159-168.
- [13] Liang J H, Liu Z Y, Tian Y Q, et al. Research on health risk assessment of heavy metals in soil based on multi-factor source apportionment: A case study in Guangdong Province, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 858: 159991.
- [14] Jiang Y X, Chao S H, Liu J W, et al. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China[J]. *Chemosphere*, 2017,168: 1658-1668.
- [15] Varol M, Gündüz K, Sünbül M R. Pollution status, potential sources and health risk assessment of arsenic and trace metals in agricultural soils: A case study in Malatya Province, Turkey[J]. *Environmental Research*, 2021, 202: 111806.
- [16] Gupta N, Yadav K K, Kumar V, et al. Appraisal of contamination of heavy metals and health risk in agricultural soil of Jhansi City, India[J]. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2021, 88: 103740.
- [17] Yang S Y, Liu X M, Xu J M. New perspectives about health risk assessment of soil heavy metal pollution—Origin and prospects of probabilistic risk analysis[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(1): 28-37.[杨焜烟, 刘杏梅, 徐建明. 土壤重金属污染健康风险评估新视角——概率风险评估的源起及展望[J]. *土壤学报*, 2022, 59(1): 28-37.]
- [18] Tyagi N, Upadhyay M K, Majumdar A, et al. An assessment of various potentially toxic elements and associated health risks in agricultural soil along the middle Gangetic basin, India[J]. *Chemosphere*, 2022,300: 134433.
- [19] Wei R H, Chen C, Kou M, et al. Heavy metal concentrations in rice that meet safety standards can still pose a risk to human health[J]. *Communications Earth & Environment*, 2023, 4(1):84.
- [20] Yuan B, Cao H L, Du P, et al. Source-oriented probabilistic health risk assessment of soil potentially toxic elements in a typical mining city[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023,443: 130222.

- [21] Mohammadi A, Mansour S N, Najafi M L, et al. Probabilistic risk assessment of soil contamination related to agricultural and industrial activities[J]. *Environmental Research*, 2022,203: 111837.
- [22] Huang J L, Wu Y Y, Sun J X, et al. Health risk assessment of heavy metal(loid)s in park soils of the largest megacity in China by using Monte Carlo simulation coupled with positive matrix factorization model[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021,415: 125629.
- [23] Yang S Y, Zhao J, Chang S X, et al. Status assessment and probabilistic health risk modeling of metals accumulation in agriculture soils across China: A synthesis[J]. *Environment International*, 2019,128: 165-174.
- [24] Han Y, Gu X. Enrichment, contamination, ecological and health risks of toxic metals in agricultural soils of an industrial city, northwestern China[J]. *Journal of Trace Elements and Minerals*, 2023, 3: 100043.
- [25] Kharazi A, Leili M, Khazaei M, et al. Human health risk assessment of heavy metals in agricultural soil and food crops in Hamadan, Iran[J]. *Journal of Food Composition and Analysis*, 2021,100: 103890.
- [26] Huang J H, Guo S T, Zeng G M, et al. A new exploration of health risk assessment quantification from sources of soil heavy metals under different land use[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 243: 49-58.
- [27] Fei X F, Lou Z H, Xiao R, et al. Source analysis and source-oriented risk assessment of heavy metal pollution in agricultural soils of different cultivated land qualities[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022,341: 130942.
- [28] Wang F F, Guan Q Y, Tian J, et al. Contamination characteristics, source apportionment, and health risk assessment of heavy metals in agricultural soil in the Hexi Corridor[J]. *Catena*, 2020,191: 104573.
- [29] Liu L, Xu X H, Han J L, et al. Heavy metal(loid)s in agricultural soils in the world's largest barium-mining area: Pollution characteristics, source apportionment, and health risks using PMF model and Cd isotopes[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2022,166: 669-681.
- [30] Zhou Y, Jiang D D, Ding D, et al. Ecological-health risks assessment and source apportionment of heavy metals in agricultural soils around a super-sized lead-zinc smelter with a long production history, in China[J]. *Environmental Pollution*, 2022,307: 119487.
- [31] Zhang X W, Wei S, Sun Q Q, et al. Source identification and spatial distribution of arsenic and heavy metals in agricultural soil around Hunan industrial estate by positive matrix factorization model, principle components analysis and geo statistical analysis[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018,159: 354-362.
- [32] Zhou H, Chen Y, Yue X M, et al. Identification and hazard analysis of heavy metal sources in agricultural soils in ancient mining areas: A quantitative method based on the receptor model and risk assessment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023,445: 130528.
- [33] Guo G H, Wang Y T, Zhang D G, et al. Source-specific ecological and health risks of potentially toxic elements in agricultural soils in southern Yunnan Province and associated uncertainty analysis[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021,417: 126144.
- [34] Liang Q, Tian K, Li L, et al. Ecological and human health risk assessment of heavy metals based on their source apportionment in cropland soils around an e-waste dismantling site, southeast China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022, 242: 113929.
- [35] Wei M C, Pan A F, Ma R Y, et al. Distribution characteristics, source analysis and health risk assessment of heavy metals in farmland soil in Shiquan County, Shaanxi Province[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2023,171: 225-237.
- [36] Mmaduakor E C, Umeh C T, Morah J E, et al. Pollution status, health risk assessment of potentially toxic elements in soil and their uptake by *gongronema latifolium* in peri-urban of Ora-Eri, south-eastern Nigeria[J]. *Heliyon*, 2022, 8(8): e10362.
- [37] Xiao R, Guo D, Ali A, et al. Accumulation, ecological-health risks assessment, and source apportionment of heavy metals in paddy soils: A case study in Hanzhong, Shaanxi, China[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 248: 349-357.
- [38] Zheng S N, Wang Q, Yuan Y Z, et al. Human health risk assessment of heavy metals in soil and food crops in the Pearl River Delta urban agglomeration of China[J]. *Food Chemistry*, 2020, 316: 126213.
- [39] Wan F, Teng Y B, Zhang X W, et al. Pollution assessment, source identification, and health risks of heavy metals: A case study in a typical wheat–maize rotation area of eastern China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2022,44(8): 2669-2684.
- [40] Xiang M T, Li Y, Yang J Y, et al. Heavy metal contamination risk assessment and correlation analysis of heavy metal contents in soil and crops[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 278: 116911.
- [41] Elkribi-Boukhris S, M Hamdi N, Boughattas I, et al. Assessment of heavy metal pollution transfer and human exposure risks from the consumption of chicken grown in mining-surrounding areas[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(4): 5661-5673.
- [42] Fei X F, Lou Z H, Xiao R, et al. Contamination and health risk assessment of heavy metal pollution in soils developed from different

- soil parent materials[J]. *Exposure and Health*, 2023,15(2): 395-408.
- [43] Zhang Y Q, Jiang B, Gao Z J, et al. Source apportionment and assessment of risk to human health of soil heavy metals: A high-density sampling survey in the Dan River Basin, Shandong Province, China[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2023,23(6): 2444-2456.
- [44] Ye P Q, Abliz A, Su X L et al. Human health-risk assessment of heavy metal-contaminated soil based on Monte Carlo simulation[J]. *Scientific Reports*, 2023,13(1): 7033.
- [45] Pang L H, Brauw A D, Rozelle S. Working until dropping: Employment behavior of the elderly in rural China[J]. *China Journal*, 2004(52):73-94.
- [46] Sun Q F, Sun Z A, Wang J H, et al. Heavy metal pollution and risk assessment of farmland soil in eco-tourism resort[J]. *Arabian Journal of Geosciences*, 2022,15(6): 491.
- [47] Mamat A, Zhang Z Y, Mamat Z, et al. Pollution assessment and health risk evaluation of eight (metalloid) heavy metals in farmland soil of 146 cities in China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020,42(11): 3949-3963.
- [48] Cupara N, Nikolić I, durović D, et al. Heavy metal assessment in agricultural soils and vegetables in the vicinity of industrial pollutants in the Pljevlja municipality (Montenegro): Ecological and health risk approach[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2022,194(11): 819.
- [49] Peng J Y, Li F X, Zhang J Q, et al. Comprehensive assessment of heavy metals pollution of farmland soil and crops in Jilin Province[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020,42(12): 4369-4383.
- [50] Li C F, Cao J F, Lu J S, et al. Ecological risk assessment of soil heavy metals for different types of land use and evaluation of human health[J]. *Environment Science*, 2018, 39(12): 5628-5638.[李春芳, 曹见飞, 吕建树, 等. 不同土地利用类型土壤重金属生态风险与人体健康风险[J]. *环境科学*, 2018, 39(12): 5628-5638.]
- [51] Zuo T T, Jin H Y, Chen A Z, et al. Novel integrated tiered cumulative risk assessment of heavy metals in food homologous traditional Chinese medicine based on a real-life-exposure scenario[J]. *Frontiers in Pharmacology*, 2022,13: 908986.
- [52] Li H, Han Y J, Zhu X H, et al. Non-carcinogenic health risk assessment of heavy metals combined exposure from soil of agricultural land based on bioavailability[J]. *Research of Environmental Science*, 2023, 36(4): 783-793.[李慧, 韩雅静, 朱晓辉, 等. 基于生物可给性的农用地土壤重金属复合污染非致癌健康风险评估[J]. *环境科学研究*, 2023, 36(4): 783-793.]
- [53] Miao F F, Zhang Y M, Li Y, et al. Implementation of an integrated health risk assessment coupled with spatial interpolation and source contribution: A case study of soil heavy metals from an abandoned industrial area in Suzhou, China[J]. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 2022, 36(9): 2633-2647.
- [54] Liu H W, Zhang Y, Yang J S, et al. Quantitative source apportionment, risk assessment and distribution of heavy metals in agricultural soils from southern Shandong Peninsula of China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021,767: 144879.
- [55] Sanaei F, Amin M M, Alavijeh Z P, et al. Health risk assessment of potentially toxic elements intake via food crops consumption: Monte Carlo simulation-based probabilistic and heavy metal pollution index[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(2): 1479-1490.
- [56] Gu Y G, Gao Y P. Bioaccessibilities and health implications of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban parks in the megacity Guangzhou inferred from an in vitro physiologically-based extraction test[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018,148: 747-753.
- [57] Song S J, Peng R S, Wang Y, et al. Spatial distribution characteristics and risk assessment of soil heavy metal pollution around typical coal gangue hill located in Fengfeng Mining area[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2023,45(10):7215-7236.
- [58] Wang Z H, Qin H Y, Liu X Y. Health risk assessment of heavy metals in the soil-water-rice system around the Xiazhuang uranium mine, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(6): 5904-5912.
- [59] Banerjee S, Ghosh S, Jha S, et al. Assessing pollution and health risks from chromite mine tailings contaminated soils in India by employing synergistic statistical approaches[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 880: 163228.
- [60] Bao X C, Ma J Y, Xu W M, et al. Human bioavailability and health risk assessment of heavy metals in soils from a mining area of southwest China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60 (2): 458-468.[保欣晨, 马骄阳, 徐武美, 等. 西南某矿区土壤重金属的人体生物有效性及健康风险评估[J]. *土壤学报*, 2023, 60 (2): 458-468.]
- [61] Yao D J, Liu E G, Ning Z P, et al. Contamination and human health risks of Sb and As in farmland soils around a typical antimony

- smelter in Guizhou, China [J]. *Earth and Environment*, 2021, 49(6): 673-683.[姚冬菊,刘恩光,宁增平,等.贵州某锑冶炼厂周边农田土壤锑、砷污染与人体健康风险评估[J].*地球与环境*, 2021, 49(6): 673-683.]
- [62] Yin J, Deng C B, Wang X F, et al. Assessment of human health risk from heavy metals in farmland soil based on their bioaccessibility[J]. *Acta Agriculturae Jiangxi*, 2016, 28(12): 110-114.[尹娟, 邓超冰, 王晓飞,等. 基于农田土壤重金属生物可给性的人体健康风险评价[J].*江西农业学报*, 2016, 28(12): 110-114.]
- [63] Ma J Y, Bao X C, Wang K, et al. Human health risk assessment of cadmium in soils: Role of bioavailability and toxic effects [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2021, 16(6): 120-132.[马娇阳,保欣晨,王坤,等.土壤镉污染的人体健康风险评估研究: 生物有效性与毒性效应[J].*生态毒理学报*, 2021,16(6): 120-132.]
- [64] Tian W, Zong D P, Fang C G, et al. Health risk and toxic effect of heavy metals in soils from typical vegetable planting areas in southwest China[J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(10): 4901-4908.[田稳,宗大鹏,方成刚,等.西南典型菜地土壤重金属健康风险和毒性效应[J].*中国环境科学*, 2022, 42(10): 4901-4908.]
- [65] Lin C Q, Cai Y H, Hu G R, et al. Bioaccessibility and health risks of the heavy metals in soil-rice system of southwest Fujian Province[J]. *Environment Science*, 2021, 42(1): 359-367.[林承奇, 蔡宇豪, 胡恭任,等. 闽西南土壤-水稻系统重金属生物可给性及健康风险[J].*环境科学*, 2021, 42(1): 359-367.]
- [66] Zhuang P, Li Y W, Zou B, et al. Oral bioaccessibility and human exposure assessment of cadmium and lead in market vegetables in the Pearl River Delta, South China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(23): 24402-24410.
- [67] Li M Y, Qin Y S, Wang C C, et al. Total and bioaccessible heavy metals in cabbage from major producing cities in Southwest China: Health risk assessment and cytotoxicity[J]. *RSC Advances*, 2021,11(20): 12306-12314.
- [68] Tian W, Zhang M Y, Zong D P, et al. Are high-risk heavy metal(loid)s contaminated vegetables detrimental to human health? A study of incorporating bioaccessibility and toxicity into accurate health risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 897: 165514.
- [69] Xu D M, Zhou Z S, Zhan C L, et al. Pollution characteristics and associated risk assessment of heavy metals in farmland soil from a typical county of Hubei Province, Central China[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2021, 107(2): 327-335.
- [70] Zhao R, Guan Q Y, Luo H P, et al. Fuzzy synthetic evaluation and health risk assessment quantification of heavy metals in Zhangye agricultural soil from the perspective of sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 697: 134126.
- [71] Tang Q, Chang L R, Wang Q Y, et al. Distribution and accumulation of cadmium in soil under wheat-cultivation system and human health risk assessment in coal mining area of China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2023, 253: 114688.
- [72] Huang T, Deng Y X, Zhang X L, et al. Distribution, source identification, and health risk assessment of heavy metals in the soil-rice system of a farmland protection area in Hubei Province, Central China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(48): 68897-68908.
- [73] Feng K H, Fan J, Hii L U S, et al. Human health risk assessment of heavy metals in soil from a smelting plant based on bioaccessibility[J].*China Environmental Science*, 2021, 41(1): 442-450.[冯康宏,范缙, Lil Ung Stanley Hii,等.基于生物可给性的某冶炼厂土壤重金属健康风险评价[J].*中国环境科学*, 2021,41(1): 442-450.]
- [74] Aziz R, Rafiq M T, Li T Q, et al. Uptake of cadmium by rice grown on contaminated soils and its bioavailability/toxicity in human cell lines (Caco-2/HL-7702)[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2015, 63(13): 3599-3608.

(责任编辑: 陈荣府)