

设施农田土壤重金属污染评价及分区阈值研究

曹志强, 韦炳干, 虞江萍, 孟敏, 李海蓉, 杨林生, 尹舒慧, 李峰, 张国印, 陈清

引用本文:

曹志强, 韦炳干, 虞江萍, 等. 设施农田土壤重金属污染评价及分区阈值研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(10): 2227-2238.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0465>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

湘潭县农田土壤重金属污染及生态风险评价

刘瑞雪, 乔冬云, 王萍, 安毅, 霍莉莉

农业环境科学学报. 2019, 38(7): 1523-1530 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1491>

汉江上游水体表层沉积物重金属污染特征评价

宋凤敏, 岳晓丽, 刘智峰, 葛红光, 李琛, 赵佐平

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1576-1584 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0143>

西安市郊不同年限设施菜地土壤Cd和Pb形态分析与污染评价

郭军康, 赵瑾, 魏婷, 李艳萍, 吕欣, 任倩, 王小红

农业环境科学学报. 2018, 37(11): 2570-2577 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0892>

江苏沿海某设施农区土壤重金属累积特点及生态风险评价

姚荣江, 杨劲松, 谢文萍, 伍丹华, 余世鹏, 张新

农业环境科学学报. 2016, 35(8): 1498-1506 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0118>

改性玉米秸秆吸附磷的动力学和热力学特征研究

韩珏, 李佳欣, 崔红艳, 吕纬, 白淑琴

农业环境科学学报. 2020, 39(9): 2008-2014 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0316>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

曹志强, 韦炳干, 虞江萍, 等. 设施农田土壤重金属污染评价及分区阈值研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(10): 2227-2238.

CAO Zhi-qiang, WEI Bing-gan, YU Jiang-ping, et al. Assessment and partition threshold for heavy metals pollution in soil of facility farmland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(10): 2227-2238.



开放科学 OSID

设施农田土壤重金属污染评价及分区阈值研究

曹志强^{1,2}, 韦炳干¹, 虞江萍¹, 孟敏^{1,2}, 李海蓉^{1,2}, 杨林生^{1,2*}, 尹舒慧¹, 李峰³, 张国印⁴, 陈清⁵

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所陆地表层格局与模拟院重点实验室, 北京 100101; 2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049; 3. 天津市农业资源与环境研究所, 天津 300192; 4. 河北省农林科学院资源环境研究所, 石家庄 050051; 5. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

摘要: 设施农田高强度的耕作模式使土壤重金属累积日益加重, 因地制宜地确定其土壤重金属目标值与筛选值对设施农田可持续生产意义重大。本文以石家庄、衡水与唐山为研究区, 基于土壤重金属污染风险和生态风险评价, 用熵权法得出综合风险等级并确定重金属污染分区阈值。结果表明土壤 Cd、Cu、Zn 污染最严重, 高风险区占比达 40.57%。研究区设施农田土壤 Cd、Cu、Pb、Zn 全量与有效态的目标值分别为 0.12、40.17、19.23、116.03 mg·kg⁻¹ 与 0.02、4.19、0.59、8.80 mg·kg⁻¹; 筛选值分别为 0.40、90.27、38.33、170.68 mg·kg⁻¹ 与 0.11、11.77、1.55、14.24 mg·kg⁻¹。基于综合评价结果反推分区阈值的方法简单便捷, 重金属全量与有效态的目标值及筛选值的确定为研究区设施农田重金属污染的预防提供了多方面的指导。

关键词: 设施农田; 重金属; 综合评价; 目标值; 筛选值

中图分类号: X825 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2020)10-2227-12 doi:10.11654/jaes.2020-0465

Assessment and partition threshold for heavy metals pollution in soil of facility farmland

CAO Zhi-qiang^{1,2}, WEI Bing-gan¹, YU Jiang-ping¹, MENG Min^{1,2}, LI Hai-rong^{1,2}, YANG Lin-sheng^{1,2*}, YIN Shu-hui¹, LI Feng³, ZHANG Guo-yin⁴, CHEN Qing⁵

(1. Key Laboratory of Land Surface Pattern and Simulation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Tianjin Institute of Agriculture Resources and Environmental Science, Tianjin 300192, China; 4. Institute of Agricultural Resources and Environment, Hebei Academy of Agriculture and Forestry Research, Shijiazhuang 050051, China; 5. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: Intensive cultivation patterns of facility farmlands increase the accumulation of heavy metals in soils. The determination of locally-adapted target and screening values of soil heavy metals is important for the sustainable production of facility farmland. Using the soil samples from facility farmlands in Shijiazhuang, Hengshui, and Tangshan, the entropy weight method was adopted to comprehensively evaluate the risk level of heavy metals pollution based on the pollution risk and ecological risk assessment of soil heavy metals. Then, the partition threshold of facility soil heavy metals pollution was determined. The results showed that Cd, Cu, and Zn posed the highest risks in facility farmland soil, with high-risk areas accounting for 40.57% of the land. The target values of the total and available states of Cd, Cu,

收稿日期: 2020-04-24 录用日期: 2020-07-03

作者简介: 曹志强(1993—), 男, 江苏高淳人, 博士研究生, 主要从事设施农田土壤环境研究。E-mail: caozq.18b@igsnr.ac.cn

*通信作者: 杨林生 E-mail: yangls@igsnr.ac.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0801004)

Project supported: National Key R&D Program of China(2016YFD0801004)

Pb, and Zn in facility farmland soil in the study area were 0.12, 40.17, 19.23, and 116.03 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and 0.02, 4.19, 0.59, and 8.80 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively; the screening values were 0.40, 90.27, 38.33, and 170.68 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and 0.11, 11.77, 1.55, and 14.24 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively. The method established in this study to estimate the partition threshold based on comprehensive evaluation results is simple and convenient. Moreover, the determination of target values and screening values of the total and available state of heavy metals can provide multi-directional guidance for the prevention of heavy metals pollution in facility farmland.

Keywords: facility farmland; heavy metal; comprehensive evaluation; target value; screening value

土壤重金属污染是指由自然原因或人类活动影响,使土壤中镉(Cd)、铜(Cu)、锌(Zn)、镍(Ni)、铅(Pb)与铬(Cr)等元素含量远高于地球化学背景值,超出环境标准限值,对生态环境、作物与人类产生不利影响的现象^[1-2]。设施农业作为一种受人类活动剧烈干预的农业模式,已有研究表明其土壤重金属污染风险高于露天大田^[3-5];该模式有高水肥与农药投入、高轮作频率、高地表蒸发等特征,其土壤及一些作物较传统大田中更易累积重金属,对生态环境与人类健康产生的风险更高^[4,6]。因此,科学合理地评价设施农田的土壤重金属污染对其可持续生产具有重要意义。在设施农田中,其土壤重金属累积与作物安全、人体健康等的关系更密切,确定土壤重金属的分区阈值对保障其可持续发展具有重要的指导意义。

土壤重金属污染风险评价众多,但这些评价多只关注重金属环境效应、浓度效应、累积效应或生态毒理效应的某一方面,评估结果常偏重某一类指标因子^[7-8]。此外,多数评价主要关注重金属全量而忽略有效态含量,会影响评估结果的准确性^[8-9]。Kowalska等认为应从多个角度、采用多指数方法对重金属污染风险进行评价^[10]。熵权法常用于将定性评价转换为定量评价,并能较好地多种污染风险指数进行重金属污染风险综合评估的结果综合起来^[11-12]。目前,熵权法已被广泛应用于水土环境污染、草原生态等的综合风险评估^[7,13-15]。因此,本文应用熵权法对设施农田土壤重金属污染风险进行评估,并确定目标值与筛选值。

因地制宜地确定不同区域的设施农田土壤重金属分区阈值对设施农田可持续发展有很强的指导意义。在土壤环境质量标准中,目标值指保护土地可持续利用的重金属安全阈值,常在背景值范围内^[16-17]。荷兰便直接将土壤背景值范围作为目标值^[18]。筛选值是用来判断是否存在潜在风险的值,超出该值对农产品质量安全、作物生长或土壤生态环境可能存在风险,原则上须采取安全利用措施^[19-20]。相关研究在设施农田方面主要包括安全阈值和风险筛选值的研究,

多是基于土壤-生物实验等毒理学评价进行的,而目标值的研究较少^[21-23]。这类方法能给出特定土壤类型下某种蔬菜的精确阈值,但试验周期较长,结论也有局限性。在污染风险评价上,已有许多经过大量研究验证的可靠方法^[10],通过这些方法所确定的不同风险分级,结合监测浓度确定研究区内重金属的分区阈值,是一个值得探索的问题。

京津冀地区设施农田的安全、高效、可持续生产是环首都圈蔬果供应、地区乡村振兴、农业转型与农村发展的重要保障^[4,24]。本研究以京津冀地区石家庄、衡水与唐山3市的设施农田为研究对象,通过测定土壤重金属Cd、Cu、Pb和Zn等的全量与有效态含量,对二者进行相关性模型拟合,确定研究区重金属元素对应的有效态背景值,进而结合重金属全量与有效态含量应用单因子污染指数、潜在生态风险系数与地累积指数等多种方法进行土壤重金属污染风险评价,同时采用熵权法综合这些方法,因地制宜地评估研究区内设施农田土壤重金属污染风险并确定土壤重金属目标值与筛选值。

1 材料与方法

1.1 样品采集与分析

研究区位于京津冀地区设施农田分布面积最大的石家庄、衡水与唐山市^[25],选择其中28个设施农业典型县作为采样区。该地区属温带季风气候,土壤类型以潮土、褐土为主。在2017年10—12月通过随机走访确定土样采集地块,样品采用“S”型布点,多点(每667 m^2 5~8点)混合采集日光温室或塑料大棚内表层土壤(0~20 cm)样品212个,采样时用GPS记录点位信息(图1),所采集土壤样品pH为 7.29 ± 0.65 ,为中性偏碱性土。将土样置于阴凉干燥处风干后研磨分别过10、20、100目筛保存,分别用于测定土壤重金属有效态含量、pH及重金属全量。土壤pH采用电位法测定,液土质量比为2.5:1^[26]。重金属有效态采用二乙炔三胺五乙酸-氯化钙-三乙醇胺浸提法(HJ 804—2016),浸提液用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES,

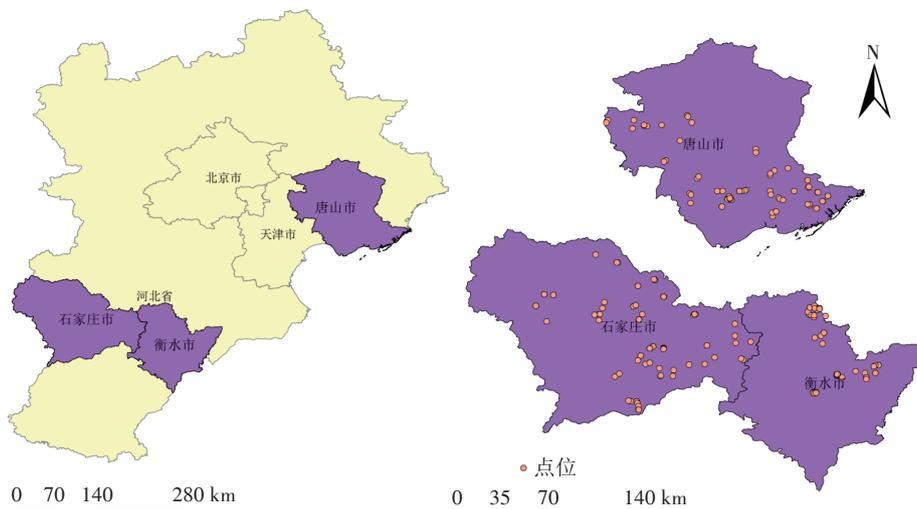


图1 研究区位置及采样点位

Figure 1 Location of the study area and sampling sites

PerkinElmer, USA)测定Cd、Cu、Cr、Zn、Pb、Ni含量。重金属全量采用三酸法(HF:HNO₃:HClO₄, 体积比为2:5:1)消化土壤,用ICP-OES测定Cu、Cr、Zn、Pb、Ni含量,用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, PerkinElmer, USA)测定Cd含量^[26]。测定过程中采用国家标准土样GBW 07405进行质量监控,重复样的平均偏差小于5%,标样回收率在95%~104%。

1.2 重金属污染风险评价方法

(1) 单因子污染指数

单因子污染指数法是以土壤中污染物背景值为标准来评价该污染物累积程度的方法,能评估某一污染物的污染程度。其公式为:

$$PI_i = \frac{C_i}{S_i}$$

式中: PI_i 、 C_i 与 S_i 分别为污染物 i 的单因子污染指数、 i 在土壤中的实测值、 i 在研究区的土壤地球化学背景值。

(2) 潜在生态风险系数

潜在生态风险系数法是Hakanon根据重金属性质及其在环境中的迁移、转化与沉积等行为特点提出的将重金属含量、生态环境效应与毒理效应结合起来进行评价的方法^[27]。其公式为:

$$E_r^i = T_r^i \times \frac{C_i}{S_i}$$

式中: E_r^i 为某一区域土壤或沉积物中重金属 i 的潜在生态风险系数, T_r^i 为 i 的毒性响应系数(Zn=1, Cr=2, Cu=Ni=Pb=5, Cd=30)。

(3) 地累积指数

地累积指数法是Muller^[28]将人为污染因素、环境地球化学背景及自然成岩作用引起的背景值变动等因素综合考虑后提出的一种用于研究土壤、沉积物中重金属污染程度的定量方法。其公式为:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_i}{K \times S_i} \right)$$

式中: K 为考虑各地自然成岩作用而引起的背景值变动而取的系数,一般取值1.5。3种评价方法计算结果的污染等级划分如表1所示。

(4) 熵权法

熵权法是Shannon提出的一种客观赋权法,该方法在综合考虑各因素提供的信息量后计算出一个综合指标^[29]。在本研究中利用熵权法根据 PI 、 E_r 与 I_{geo} 3种结果各自变异性程度的信息熵来确定权重,能解决其评价结果不统一、量化难的问题。熵权法应用步骤如下:

①数据标准化。为解决本研究3种评价方法在污染程度划分上存在差异的问题,按表2将计算所得的各项评价指数进行标准化,赋值1、2、3对应的风险等级分别为低、中、高。

②计算第 j 项指标的信息熵 E_j ,公式如下:

$$E_j = -(\ln n)^{-1} \times \sum_{i=1}^n (P_{ij} \times \ln P_{ij})$$

$$P_{ij} = \frac{d_{ij}}{\sum_{i=1}^n d_{ij}}$$

式中: $j=1, 2, 3$; P_{ij} 为第 j 项指标下第 i 个评价对象的指标值的比重, d_{ij} 为第 j 项指标下第 i 个评价对象的

表1 3种评价方法污染程度划分标准

Table 1 Criteria for the classification of pollution degree in three evaluation methods

单因子污染指数 Single pollution index		潜在生态风险系数 Single index of the ecological risk		地累积指数 Geo-accumulation index	
项目 Items	污染程度 Degree of pollution	项目 Items	污染程度 Degree of pollution	项目 Items	污染程度 Degree of pollution
$PI_i \leq 1$	无污染	$E_i^p < 40$	轻度生态危害	$I_{geo} \leq 0$	无污染
$1 < PI_i \leq 2$	轻度污染	$40 \leq E_i^p < 80$	中度生态危害	$0 < I_{geo} \leq 1$	轻度-中度污染
$2 < PI_i \leq 3$	中度污染	$80 \leq E_i^p < 160$	强度生态危害	$1 < I_{geo} \leq 2$	中度污染
$PI_i > 3$	重度污染	$160 \leq E_i^p < 320$	很强生态危害	$2 < I_{geo} \leq 3$	中度-强度污染
		$E_i^p \geq 320$	极强生态危害	$3 < I_{geo} \leq 4$	强污染
				$4 < I_{geo} \leq 5$	强污染-极严重污染
				$5 < I_{geo} \leq 10$	极严重污染

表2 各项评价指数标准化赋值

Table 2 Standardized assignment for each evaluation index

评价指数 Evaluation index	范围 Scope	标化赋值 Standardized assignment	风险程度 Degree of risk
单因子污染指数 Single pollution index	<2	1	低风险, 对应优先保护区
	2~3	2	中等风险, 对应安全利用区
	≥ 3	3	高风险, 对应严格管控区
潜在生态风险系数 Single index of the ecological risk	<40	1	低风险, 对应优先保护区
	40~160	2	中等风险, 对应安全利用区
	≥ 160	3	高风险, 对应严格管控区
地累积指数 Geo-accumulation index	<0	1	低风险, 对应优先保护区
	0~2	2	中等风险, 对应安全利用区
	≥ 2	3	高风险, 对应严格管控区

指标值。

③计算各指标的权重 W_j , 公式如下:

$$W_j = \frac{1 - E_j}{3 - \sum_{j=1}^3 E_j}$$

④计算各评价对象的综合污染风险 S_i , 公式如下:

$$S_i = \sum_{j=1}^3 (W_j \times d_{ij}) \quad i = 1, 2, \dots, n$$

1.3 统计方法

试验数据在 Excel 2016 中简单处理后, 异常值去除、熵权法应用等使用 SPSS 22 进行。重金属全量与有效态模型拟合与绘图使用 Origin 2018 进行。空间分布图使用 Arc GIS 10.6 绘制。

2 结果与分析

2.1 背景值的确定

基于河北平原及近海岸域多目标区域地球化学调查(1:250 000)的分析成果^[30-31], 利用研究区内各县深层土壤重金属全量浓度数据确定重金属全量地球

表3 研究区土壤重金属全量背景值($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 3 Background values of total heavy metals amount for soils

项目 Item	in study area ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)					
	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	Cd
均值 Mean	20.31	19.26	58.29	27.10	62.25	0.09
标准差 Standard deviation	6.29	3.71	17.12	8.25	13.61	0.03

化学背景值(表3)。

使用 SPSS 箱线图、缩尾处理等去除 212 个设施农田点位数据的异常值后, 建立 Cd、Cu、Pb、Zn 全量与有效态的线性模型。如图 2 所示, Cd、Cu、Pb、Zn 的有效态含量与全量显著相关。因此, 这四种重金属的有效态含量能作为重要指标来评价土壤重金属污染。本研究中用这四种元素的全量与有效态含量按 3 种评价方法分别计算污染风险级别, 对同一点位取较大值作为评价依据。

利用表 3 中的全量背景值, 结合所拟合模型, 计算出 Cd、Cu、Pb、Zn 的有效态背景值浓度分别为 0.01、1.19、0.60、3.05 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.2 超标点位统计结果

对照《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018), 不同土壤 pH 区间中重金属总量超过风险筛选值点位占比如表 4 所示。研究区内设施农田土壤 Cu、Cd、Zn 与 Cr 浓度高于风险筛选值的点位占比分别为 6.60%、5.66%、5.66% 与 0.47%, 没有高于风险管制值的点位。由于设施农田在作物生产各阶段都具有特殊性, 其土壤质量安全尤为重要。而河北平原土壤中重金属含量较低, 明显低于全国土壤均值^[11], 国标中给出的是对国内所有类型农用地综合考虑后的管控标准。因此, 基于国标进行研究区设施农田土壤的重金属风险评价未能考虑当地地质背景, 评价结果较粗泛, 还需更为科学、严格的评价。

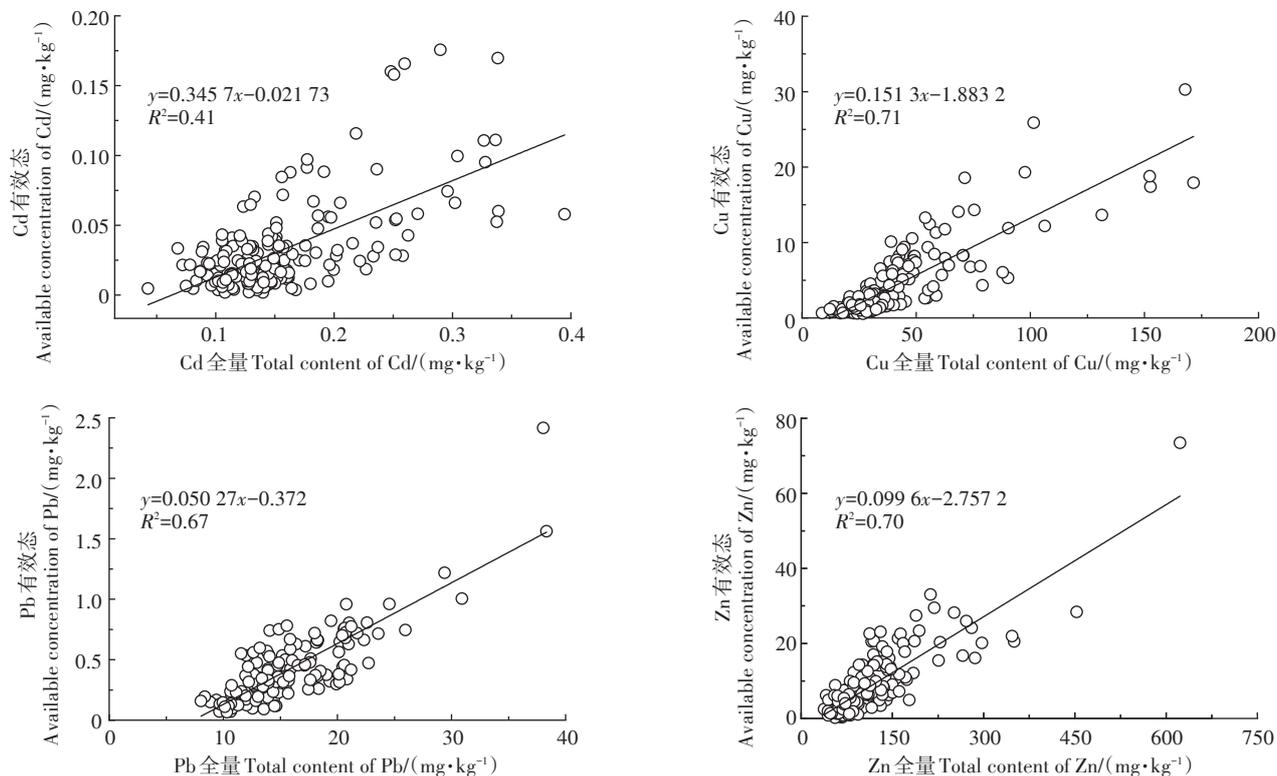


图2 Cd、Cu、Pb与Zn全量与有效态含量的拟合模型

Figure 2 Fitting model for total and available concentration of Cd, Cu, Pb and Zn

表4 超出风险筛选值点位占比(%)

Table 4 Proportion of points exceeding the risk screening value(%)

元素 Elements	5.5<pH≤6.5 (n=24)	6.5<pH≤7.5 (n=108)	pH>7.5 (n=80)	合计(n=212) Summation (n=212)
Cd	8.33	6.48	3.75	5.66
Cu	33.33	4.63	1.25	6.60
Pb	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Zn	25.00	4.63	1.25	5.66
Ni	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Cr	0	<0.01	1.25	0.47

2.3 单一指数评价结果

2.3.1 单因子污染指数评价

单因子污染指数(PI)表明各重金属的高污染风险区域占比由高到低为Cu(35.85%)>Cd(32.55%)>Zn(32.08%)>Pb(0.94%)=Cr(0.94%)。研究区内设施农田土壤的Cu、Zn与Cd污染风险较高,Pb、Cr有少量中高污染区,Ni均为低污染风险,整体而言石家庄与唐山污染较重,Cr高污染区集中于石家庄(图3)。

2.3.2 潜在生态风险系数评价

如图4所示,除Cd、Cu分别存在8.96%与0.47%

的高生态风险区外,其余4种重金属均无高风险点位。Cd、Cu与Pb的中等生态风险区域占比由高到低依次为Cd(71.23%)>Cu(9.91%)>Pb(0.47%),Cr、Zn与Ni均为低生态风险。Cd潜在生态风险最高,高风险区主要分布在唐山与石家庄两市,衡水仅有少量高风险区;仅唐山局部设施农田土壤Cu潜在生态风险较高。Cr、Zn、Ni的潜在生态风险都很低。

2.3.3 地累积指数评价

Cu、Cd、Zn与Pb存在高污染风险区,占比分别为18.40%、14.62%、11.79%与0.47%,Cr无高污染风险,Ni均为低风险。Cu、Zn与Cd高污染风险区在3市均有分布,唐山最多,石家庄次之;Pb高污染风险区仅在唐山少量分布。Cd、Cu与Zn各有近50%的点位为中等风险,表明研究区设施农田土壤中的Cd、Cu及Zn累积较严重(图5)。

2.4 熵权法综合评价结果

综上, PI 、 E_r 与 I_{geo} 3种方法对Zn、Cu、Cd的评价结果有较多不一致。本研究通过熵权法来综合各方法以确定研究区设施农田的土壤重金属污染程度, PI 、 E_r 与 I_{geo} 在各重金属污染风险评价中的信息熵与权重如表5所示。

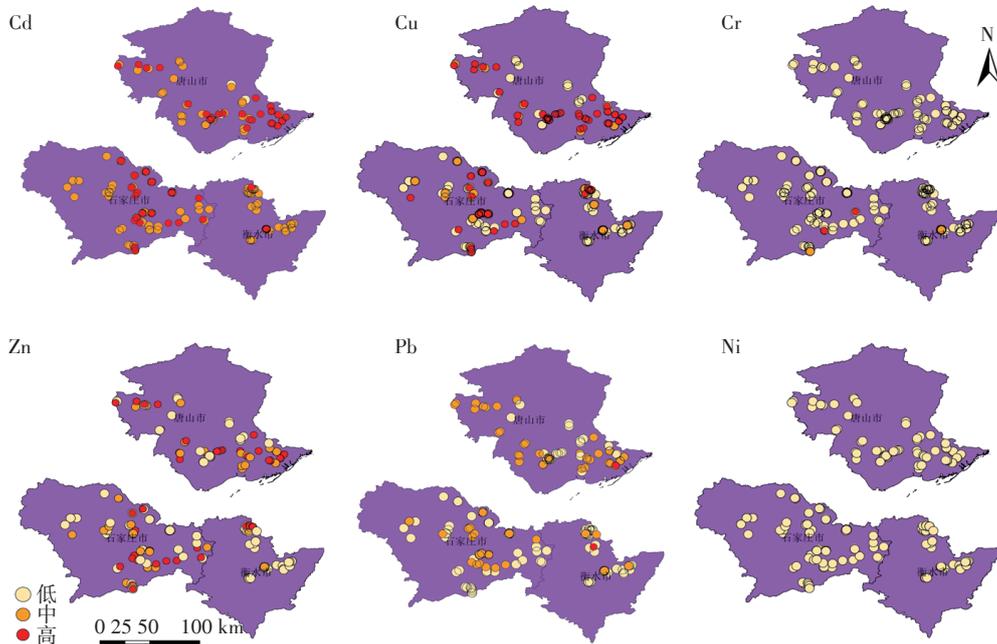
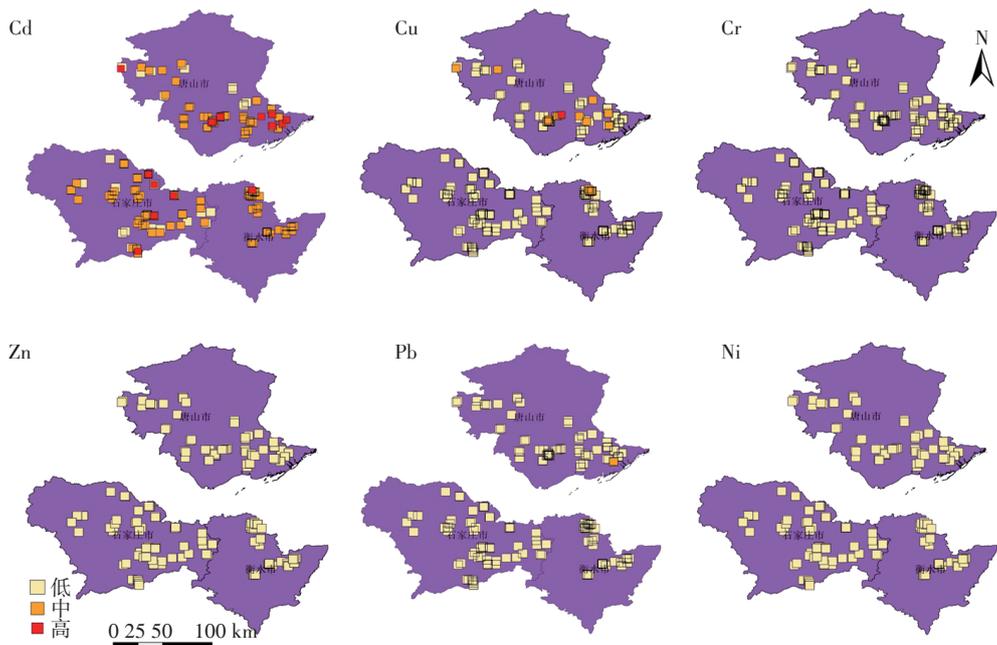


图3 基于PI的不同等级污染点位分布图

Figure 3 Point distribution map of different pollution levels based on PI

图4 基于 E_r 的不同等级污染点位分布图Figure 4 Point distribution map of different pollution levels based on E_r

基于以上权重计算综合评价结果(S), $1 \leq S < 1.5$ 、 $1.5 \leq S < 2.5$ 、 $2.5 \leq S < 3$ 时分别对应低、中、高污染风险。结果表明,Zn、Cu、Cd、Pb的高污染风险区分别占所有点位的32.08%、17.92%、14.62%、0.94%,Cr与Ni没有高污染风险点位。6种元素的中等污染风险区占比从高到低依次为Cd(73.58%)>Pb(35.38%)>Cu

(32.55%)>Zn(24.53%)>Cr(12.26%)>Ni(<0.01%)。

利用熵权法进行综合评价后不同污染风险等级的点位分布如图6所示。研究区内设施农田土壤以Cd、Cu与Zn污染为主,至少一种重金属表现为高污染风险的区域占比为40.57%。在地域上,3市设施农田土壤重金属污染程度由高到低为唐山>石家庄>衡

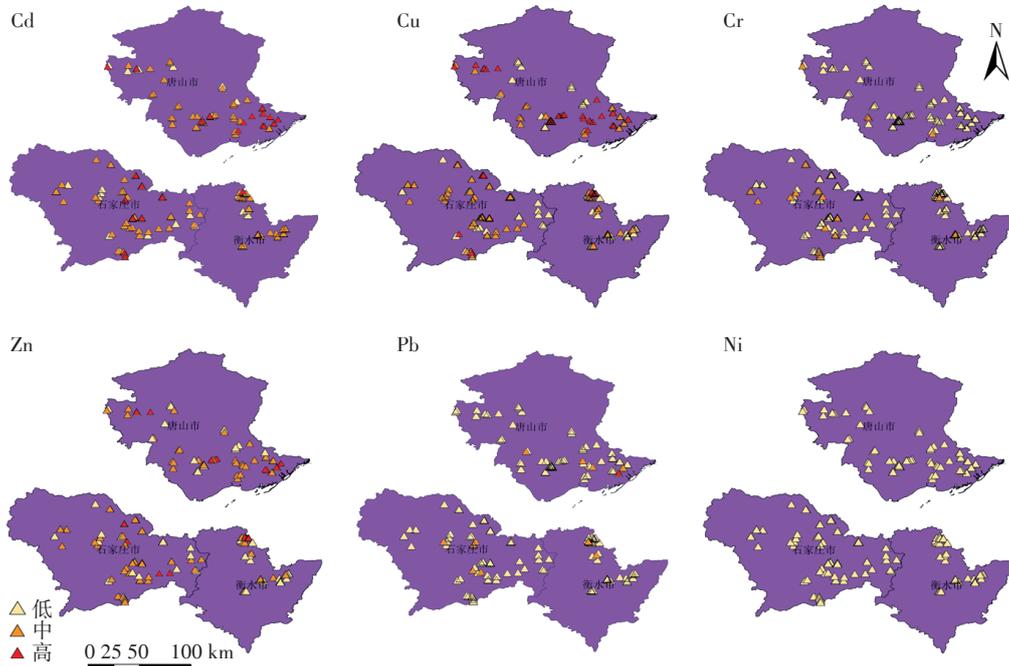
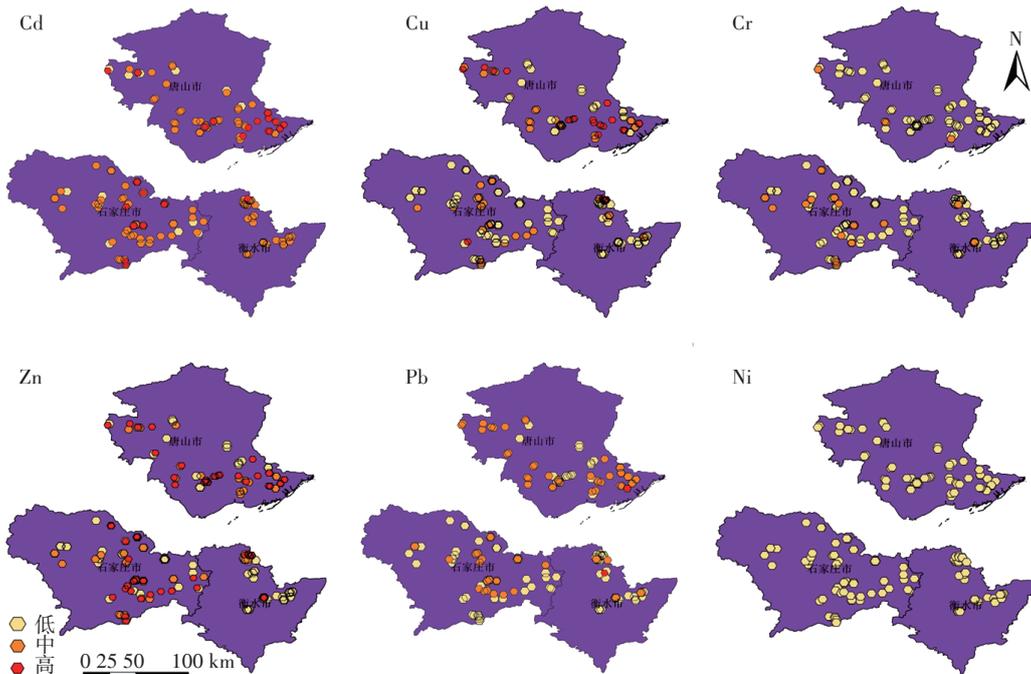
图5 基于 I_{geo} 的不同等级污染点位分布图Figure 5 Point distribution map of different pollution levels based on I_{geo} 

图6 熵权法综合评价不同等级污染点位分布图

Figure 6 Point distribution map of different pollution levels based on comprehensive evaluation by entropy weight method

水。Cu污染主要集中于唐山,仅有的Pb污染点位也在唐山。全区设施农田土壤Ni均为低污染风险,Cr的低风险区也接近90%。

2.5 修复分区阈值

本研究沿用《农用地土壤环境质量类别划定技术

指南(试行)》中对耕地土壤环境质量类别划分后的命名,将评价结果为低风险、中等风险、高风险的区域分别划定为优先保护区、安全利用区与严格管控区(表2)。考虑设施农田的特殊性,本着从严防护的原则,保护区与利用区以保障土壤可持续利用为目标值划

表5 各评价方法在不同重金属污染风险评价的信息熵冗余度及权重

Table 5 Information entropy and weight of each evaluation method for different heavy metals pollution assessment

元素 Elements	信息熵冗余度 Redundancy rate of information theory			各项指标权重 Index weight/%		
	PI	I_{geo}	E_r	PI	I_{geo}	E_r
Cd	0.44	0.94	0.76	20.40	43.93	35.67
Cu	2.25	1.35	0.65	52.92	31.76	15.31
Ni	<0.01	<0.01	<0.01	33.33	33.33	33.33
Pb	1.18	0.43	0.03	71.89	26.06	2.05
Zn	1.97	1.11	<0.01	63.95	36.05	<0.01
Cr	0.31	0.67	<0.01	31.71	68.29	<0.01

分,利用区与管控区则以较高污染风险的筛选值划分^[17]。保护区以预防为主,进行保护性耕作;利用区预防重金属的持续累积,需从轮作模式、施肥灌溉等农艺措施等途径预防污染风险的增加;管控区则需进行后续详细调查,视具体情况对土壤重金属污染进行修复,以低累积作物种植为主,保证农作物安全,逐渐改良土壤。

根据评价结果,将低风险与中等风险间、中等风险与高风险间的重金属临界浓度分别作为目标值与筛选值。确定研究区重金属全量的修复分区阈值后,根据全量-有效态模型计算相应的有效态阈值(表6)。本研究Ni和Cr污染风险较低,未能对其各项阈值进行研究。

3 讨论

3.1 评价结果分析

本研究得出的重金属综合风险等级包含重金属全量与有效态的环境影响,兼顾了设施农田重金属累积对农作物、土壤生物及其他生态环境组成部分的不利影响。这一综合风险等级是基于广受研究者认可的 PI 、 E_r 与 I_{geo} 等方法来确定的,该方法被大量研究证明能从重金属的环境效应、累积效应或生态毒理效应的某一方面进行土壤重金属污染风险评价^[10,32]。采用多方法评价重金属风险是研究常用的,但常存在评价结果不一致的问题。本研究中各方法对Cd、Cu与Zn的评价结果不一致率在51%~70%左右。李杰等

对山东蔬菜温室土壤污染的研究也存在Cd、Cu与Pb的 PI 与 E_r 评价结果不一致的问题^[32]。基于不同重金属应用各方法所得评价结果的变异性,通过熵权法确定权重以确定综合评价结果,考虑的问题更全面,也更符合研究区实际情况。赵艳玲等^[33]通过熵权法赋权的属性模型识别提高了土壤重金属污染评价的准确性,邱孟龙等^[11]也在耕地土壤重金属风险评价中利用熵权法修正了权重值,都表明熵权法能够提高评价结果的精确度。

本研究的综合评价表明研究区内设施农田土壤Zn、Cu高污染风险点位占比分别为32.08%、17.92%,高于Cd的14.62%,与一些研究将Cd列为首要污染物的结论存在出入^[4,34],但也表明需要提高对研究区设施农田土壤Cu、Zn污染的警惕。冯宇佳等^[35]对华北地区菜田土壤重金属风险的综述表明有近1%的点位Cu超标,而污灌区Zn超标率高达8.39%。但由于我国食品安全国家标准没有把Cu和Zn作为污染物,目前对设施农田重金属的研究在Cu、Zn元素上缺少关注。孙硕等^[36]对河北永年、定州、青县、藁城4县64个设施大棚土壤的分析表明Cd存在低度-中等累积风险,仅个别点位超标,但该研究未对Cu、Zn进行分析。设施农田土壤中Cd、Cu与Zn等重金属的不断累积是由该模式高粪肥、农药投入与高强度耕作导致的^[3,37]。研究区的设施农田除大量施用粪肥外,同时增施了含大量Zn的微量元素肥,畜禽饲养时Zn补剂的添加使粪便中含有较多Zn,这可能是研究区设施

表6 土壤重金属修复分区阈值($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)Table 6 Partition threshold of soil heavy metals remediation ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

项目 Items		Cd	Cu	Pb	Zn
全量 Total content	目标值 Target value	0.12	40.17	19.23	116.03
	筛选值 Screening value	0.40	90.27	38.33	170.68
有效态 Available concentration	目标值 Target value	0.02	4.19	0.59	8.80
	筛选值 Screening value	0.11	11.77	1.55	14.24

农田土壤 Zn 污染显著的原因。而研究区内广泛种植的茄科作物、瓜类及葡萄等蔬果常用 Cu 制剂农药进行病害防治,可能是 Cu 污染显著的原因^[38-40]。

3.2 分区阈值

目前关于农用地目标值的研究较少,常以背景值范围作为参考依据^[16,18]。本研究确定了适用于石家庄、衡水、唐山3市设施农田土壤 Cd、Cu、Zn 与 Pb 的目标值与筛选值。其中 Cd、Pb 的目标值均在背景值范围内,Cu、Zn 的目标值分别高出背景值范围 22%、25%;与成杭新等的中国城市土壤管理目标值相比,本研究 Cd、Pb 的值低 30%、38%,Cu、Zn 则高出 13%、22%^[16]。这说明所确定的设施农田土壤重金属目标值是合理的,但由于目标值应确保风险几乎能彻底忽略^[19],本研究推算的 Cu、Zn 目标值仍略高,在实际应用时还需进一步研究。

基于土壤-生物的毒理学试验确定土壤重金属筛选值的研究较多,这些研究确定的阈值主要存在对评价适用情景要求过高或不确定性过高的问题^[41]。本研究的筛选值是基于大量研究区设施农田土壤重金属实测数据的综合评价结果而确定的,对该区域设施农田具有更好的适用性。表7列出了一些基于物种敏感性分布、毒性阈值终点等毒理学方法确定的菜田中性土壤(6.5<pH≤7.5)重金属全量筛选值。除 Cd 外,本研究确定的筛选值总体较严格,由于设施农田有着高生产资料投入、高轮作频率的特征,其土壤中更容易发生重金属累积^[6],而生产的一些叶菜与根茎类蔬菜更易富集重金属^[42-43],对生态环境与人类健康产生的风险也更高,因此其筛选值应更加严格。本研究确定的 Cd 筛选值在《种植根茎类蔬菜的旱地土壤镉、铅、铬、汞、砷安全阈值》(GB 36783—2018)^[44]与丁

昌峰^[42]研究确定的根茎类作物种植土壤安全阈值范围内,但较《温室蔬菜产地环境质量评价标准》(HJ/T 333—2006)^[45]宽松,这与一些研究者认为现行菜地土壤 Cd 标准过于严格的观点一致^[46]。本研究确定的 Pb 筛选值较严格,在赵勇等^[43]基于5种叶菜确定的土壤 Pb 安全阈值范围内,与《温室蔬菜产地环境质量评价标准》(HJ/T 333—2006)^[45]及丁昌峰^[42]研究确定的安全阈值较接近,误差分别为 23%、35%。而 Cu 筛选值较 HJ 333—2006^[45]中的规定稍严格,但比王小庆等^[48]基于物种敏感性分步法确定的值宽松一些;就 Zn 而言,其筛选值较林蕾等基于不同毒性阈值终点确定的水稻土中 Zn 的安全阈值范围低 20%~49%^[49],比《温室蔬菜产地环境质量评价标准》(HJ/T 333—2006)^[45]的安全阈值低 32% 左右。

在确定重金属全量目标值与筛选值后,本研究通过有效态-全量模型计算出有效态的目标值与筛选值。重金属有效态是影响其毒害效应或生物吸收利用的最重要部分^[50-52]。Zhou 等^[50]的研究表明土壤重金属有效态显著影响作物重金属含量,Dai 等^[51]对不同土壤类型下小白菜的研究也表明土壤有效态 As 均与蔬菜中重金属呈显著正相关。设施农田的高肥料投入与高复种指数不仅增加重金属的累积,也加速土壤酸化,增加土壤重金属有效态含量,其产生的生态风险与人体健康风险也更高^[5-6,34]。因此,有效态目标值与筛选值的确定能为土壤安全利用提供更多参考,对设施农田土壤重金属有效态分区阈值的划定存在必要性。本文确定了设施农田土壤 Cd、Cu、Pb 和 Zn 的有效态含量目标值与筛选值,但重金属形态及其对作物的影响与土壤 pH、有机质等密切相关^[48,50],由于数据量仍不够大,本文未能将这些因素考虑到分区阈值的划分中,还需后续研究对其进行验证与完善。

依据大量监测数据确定的修复分区阈值,其精度将随数据量的增加而提高。由于本研究的数据量仍较少,因此确定的分区阈值还有进一步精确化、细化的空间。土壤 pH 与有机质等因素与土壤中重金属有效性关系密切^[20,46,48],应用大数据方法,通过对海量监测数据分析,将这些因素考虑到这种基于评价结果的修复分区阈值推导方法中,能够给出不同地区设施农田土壤重金属的分区阈值。

4 结论与展望

(1)研究区设施农田土壤重金属普遍累积,唐山的污染风险相对较高。通过熵权法综合 PI 、 E_r 与 I_{geo}

表7 中性菜地土壤重金属全量质量标准/安全阈值($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Table 7 Quality standard/safety threshold of total heavy metals amount in neutral vegetable field soils($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Cd	Pb	Cu	Zn	文献来源 Literature resources
0.3(pH≤7.5)	50	100	250	[45]
0.4~0.5	90~160	—	—	[44]
0.29~0.40	59.26~124.26	—	—	[42]
—	105.5	—	—	[47]
—	—	29.9~51.9	—	[48]
—	—	—	213~332	[49]
—	31.55~47.48	—	—	[43]
0.40	38.33	90.27	170.68	本研究,筛选值

的评价结果表明 Zn、Cu、Cd 的高污染风险区分别为 32.08%、17.92%、14.62%，需要重视研究区内设施农田土壤的 Zn、Cu 污染，对高风险区进行详细调查并视具体情况落实土壤修复。

(2) 利用不同风险等级设施农田土壤的重金属临界浓度反推全量及有效态 Cd、Cu、Zn 与 Pb 的目标值与筛选值，既充分利用了监测数据，也较全面地考虑了重金属累积对生态环境各方面的不良影响，能更好地为京津冀地区设施农田的安全利用提供指导。但由于数据量有限，所推导的分区阈值还有完善的空间，如何将土壤 pH、有机质等影响因素综合考虑到分区阈值的确定中，还需更多的方法创新。

参考文献:

- [1] Wei B, Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China[J]. *Microchemical Journal*, 2010, 94(2):99-107.
- [2] Yang Q, Li Z, Lu X, et al. A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 642:690-700.
- [3] Ramos-Miras J J, Roca-Perez L, Guzmán-Palomino M, et al. Background levels and baseline values of available heavy metals in Mediterranean greenhouse soils (Spain)[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2011, 110(2):186-192.
- [4] Tian K, Hu W, Xing Z, et al. Determination and evaluation of heavy metals in soils under two different greenhouse vegetable production systems in eastern China[J]. *Chemosphere*, 2016, 165:555-563.
- [5] 孟敏, 杨林生, 韦炳干, 等. 我国设施农田土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(11):1019-1026. MENG Min, YANG Lin-sheng, WEI Bing-gan, et al. Contamination assessment and spatial distribution of heavy metals in greenhouse soils in China[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34(11):1019-1026.
- [6] Hu W, Zhang Y, Huang B, et al. Soil environmental quality in greenhouse vegetable production systems in eastern China: Current status and management strategies[J]. *Chemosphere*, 2017, 170:183-195.
- [7] 张金婷, 谢贵德, 孙华. 基于改进模糊综合评价法的地质异常区土壤重金属污染评价: 以江苏灌南县为例[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(11):2107-2115. ZHANG Jin-ting, XIE Gui-de, SUN Hua. Evaluation of soil heavy metal pollution of geological anomaly area based on improved fuzzy comprehensive evaluation method: A case study of Guannan in Jiangsu Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(11):2107-2115.
- [8] 张霖琳, 霍晓芹, 刘丽, 等. 基于双指标多等级的土壤重金属生态风险评价[J]. *中国环境监测*, 2019, 35(6):34-39. ZHANG Lin-lin, HUO Xiao-qin, LIU Li, et al. Tiered ecological risk assessment of heavy metal in soil based on both total and bioavailable concentrations[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2019, 35(6):34-39.
- [9] 刘世梁, 傅伯杰, 刘国华, 等. 我国土壤质量及其评价研究的进展[J]. *土壤通报*, 2006, 37(1):137-143. LIU Shi-liang, FU Bo-jie, LIU Guo-hua, et al. Research review of quantitative evaluation of soil quality in China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37(1):137-143.
- [10] Kowalska J B, Mazurek R, Gąsiorek M, et al. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination: A review[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2018, 40(6):2395-2420.
- [11] 邱孟龙, 王琦, 刘黎明, 等. 优化赋权模糊综合评价法对耕地土壤重金属污染的风险评价[J]. *生态与农村环境学报*, 2017, 33(11):1049-1056. QIU Meng-long, WANG Qi, LIU Li-ming, et al. Risk assessment of farmland soil heavy metal pollution using modified empowered fuzzy comprehensive evaluation[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2017, 33(11):1049-1056.
- [12] 周婷, 蒙吉军. 区域生态风险评价方法研究进展[J]. *生态学杂志*, 2009, 28(4):762-767. ZHOU Ting, MENG Ji-jun. Research progress of regional ecological risk assessment methods[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2009, 28(4):762-767.
- [13] Li F, Zhang J, Liu C, et al. Distribution, bioavailability and probabilistic integrated ecological risk assessment of heavy metals in sediments from Honghu Lake, China[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2018, 116:169-179.
- [14] 贾艳红, 赵军, 南忠仁, 等. 基于熵权法的草原生态安全评价: 以甘肃牧区为例[J]. *生态学杂志*, 2006, 25(8):1003-1008. JIA Yan-hong, ZHAO Jun, NAN Zhong-ren, et al. Ecological safety assessment of grassland based on entropy-right method: A case study of Gansu Pastoral[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(8):1003-1008.
- [15] 祝慧娜, 袁兴中, 梁婕, 等. 河流水环境污染风险模糊综合评价模型[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(3):516-521. ZHU Hui-na, YUAN Xing-zhong, LIANG Jie, et al. An integrated model for assessing the risk of water environmental pollution based on fuzziness[J]. *China Environment Science*, 2011, 31(3):516-521.
- [16] 成杭新, 李括, 李敏, 等. 中国城市土壤微量金属元素的管理目标值和整治行动值[J]. *地学前缘*, 2015, 22(5):215-225. CHENG Hang-xin, LI Kuo, LI Min, et al. Management target value (MTV) and rectification action value (RAV) of trace metals in urban soil in China[J]. *Earth Science Frontiers*, 2015, 22(5):215-225.
- [17] 张红振, 骆永明, 夏家淇, 等. 基于风险的土壤环境质量标准国际比较与启示[J]. *环境科学*, 2011, 32(3):996-802. ZHANG Hong-zhen, LUO Yong-ming, XIA Jia-qi, et al. Some thoughts of the comparison of risk based soil environmental standards between different countries[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 32(3):996-802.
- [18] Dutch Ministry of Housing Spatial Planning and Environment (VROM). Circular on target values and intervention values or soil re-

- mediation[M]. Hague: Dutch Ministry of Housing Spatial Planning and Environment, 2000:1-51.
- [19] Provoost J, Cornelis C, Swartjes F. Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: Why do they differ? [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2006, 6(3):173-181.
- [20] 生态环境部. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(GB 15618—2018)[S]. 北京:中国标准出版社, 2018.
Ministry of Ecology and Environment of PRC. Soil environmental quality agricultural land soil pollution risk control standards (GB 15618—2018)[S]. Beijing: China Standard Press, 2018.
- [21] 丁昌峰, 李孝刚, 王兴祥. 我国两种典型土壤汞的安全阈值研究: 以根茎类蔬菜为例[J]. *土壤*, 2015, 47(2):427-434.
DING Chang-feng, LI Xiao-gang, WANG Xing-xiang. Food safety thresholds of mercury for two typical soils of China: A case study for rootstalk vegetables[J]. *Soils*, 2015, 47(2):427-434.
- [22] 孙聪, 陈世宝, 马义兵, 等. 基于物种敏感性分布(Burr-III)模型预测 Cd 对水稻毒害的生态风险阈值 HC5[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(12):2316-2322.
SUN Cong, CHEN Shi-bao, MA Yi-bing, et al. Ecological hazard concentration(HC5) of cadmium(Cd) to rice cultivars under hydroponic culture as determined with species sensitivity distribution model (Burr-III)[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(12):2316-2322.
- [23] 郑倩倩, 王兴祥, 丁昌峰. 基于物种敏感性分布的江苏省典型水稻土 Cd 安全阈值研究[J]. *土壤*, 2019, 51(3):557-565.
ZHENG Qian-qian, WANG Xing-xiang, DING Chang-feng. Food safety thresholds of cadmium in two typical paddy soils of Jiangsu Province based on species sensitivity distribution[J]. *Soils*, 2019, 51(3):557-565.
- [24] 康振宇, 宋建新, 范凤翠, 等. 河北省设施蔬菜重点区域及主要栽培品种[J]. *中国蔬菜*, 2016(2):5-10.
KANG Zhen-yu, SONG Jian-xin, FAN Feng-cui, et al. Key areas and main cultivated varieties of vegetables in Hebei Province[J]. *China Vegetables*, 2016(2):5-10.
- [25] 国家统计局农村社会经济调查司. 中国县域统计年鉴 2017(县市卷)[M]. 北京:中国统计出版社, 2018:4-32.
Rural Social Economic Investigation Department of National Bureau of Statistics. China county statistical yearbook 2017 (County volume) [M]. Beijing: China Statistics Press, 2018:4-32.
- [26] 张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法[M]. 北京:科学出版社, 2012:148-155.
ZHANG Gan-lin, GONG Zi-tong. Soil survey laboratory methods[M]. Beijing: Science Press, 2012:148-155.
- [27] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8):975-1001.
- [28] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. *Geo Journal*, 1969, 2:108-118.
- [29] Shannon C E. A mathematical theory of communication[J]. *Bell System Technical Journal*, 1948, 27(3):379-423.
- [30] 张秀芝, 马忠社, 郭海全, 等. 河北省平原区多目标区域地球化学调查报告[R]. 石家庄:河北省地质调查院, 2009.
ZHANG Xiu-zhi, MA Zhong-she, GUO Hai-quan, et al. Geochemical survey report of multi-target area in the plain area of Hebei Province[R]. Shijiazhuang: Geological Survey Institute of Hebei Province, 2009.
- [31] 郭海全, 杨志宏, 李宏亮, 等. 河北平原表层土壤重金属环境质量及污染评价[J]. *中国地质*, 2011, 38(1):218-225.
GUO Hai-quan, YANG Zhi-hong, LI Hong-liang, et al. Environmental quality and anthropogenic pollution assessment of heavy metals in topsoil of Hebei plain[J]. *Geology in China*, 2011, 38(1):218-225.
- [32] 李杰, 祝凌, 仝利红, 等. 蔬菜温室长期种植下土壤重金属累积风险评价[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(10):2159-2165.
LI Jie, ZHU Ling, TONG Li-hong, et al. Risk assessment of heavy metals accumulation in soils under long-term greenhouse vegetable cultivation conditions[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(10):2159-2165.
- [33] 赵艳玲, 何厅厅, 李建华, 等. 重金属污染土壤属性区间识别模型的赋权分析[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(9):1624-1629.
ZHAO Yan-ling, HE Ting-ting, LI Jian-hua, et al. The weight analysis of attribute interval recognition model of soil heavy metal pollution [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(9):1624-1629.
- [34] Yang L, Huang B, Mao M, et al. Sustainability assessment of greenhouse vegetable farming practices from environmental, economic, and socio-institutional perspectives in China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(17):17287-17297.
- [35] 冯宇佳, 赵全利, 孙洪欣, 等. 华北地区菜田土壤-蔬菜重金属污染状况和健康风险评价[J]. *河北农业大学学报*, 2017(1):1-7.
FENG Yu-jia, ZHAO Quan-li, SUN Hong-xin, et al. Assessment of soil-vegetable contamination and health risk of heavy metals in vegetables around North China[J]. *Journal of Agriculture University of Hebei*, 2017(1):1-7.
- [36] 孙硕, 李菊梅, 马义兵, 等. 河北省蔬菜大棚土壤及蔬菜中重金属累积分析[J]. *农业资源与环境学报*, 2019, 36(2):236-244.
SUN Shuo, LI Ju-mei, MA Yi-bing, et al. Accumulation of heavy metals in soil and vegetables of greenhouses in Hebei Province, China[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2019, 36(2):236-244.
- [37] 张润花, 李志国, 刘旭东, 等. 露地栽培向设施栽培转变对菜田土壤重金属含量及形态的影响[J]. *植物科学学报*, 2016, 34(4):575-582.
ZHANG Rui-hua, LI Zhi-guo, LIU Xu-dong, et al. Impact of cultivation change from open field to greenhouse on heavy metal contents and fractions of soil[J]. *Plant Science Journal*, 2016, 34(4):575-582.
- [38] Tortella G R, Cuozzo S, Diez M C, et al. Pesticide dissipation capacity of an organic biomixture used in the agriculture exposed to copper oxychloride[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 190:110121.
- [39] 卜元卿, 石利利, 单正军. 波尔多液在苹果和土壤中残留动态及环境风险评价[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(5):972-978.
PU Yuan-qing, SHI Li-li, SHAN Zheng-jun. Residue dynamic and environmental risk assessment of bordeaux mixture in apple and soil

- [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(5):972-978.
- [40] 蔡道基, 单正军, 朱忠林, 等. 铜制剂农药对生态环境影响研究[J]. 农药学报, 2001(1):61-68.
CAI Dao-ji, SHAN Zheng-jun, ZHU Zhong-lin, et al. Study on effect of cupric pesticides on eco-environment[J]. *Chinese Journal of Pesticide Science*, 2001(1):61-68.
- [41] 窦韦强, 安毅, 秦莉, 等. 农用地土壤重金属生态安全阈值确定方法的研究进展[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(4):54-64.
DOU Wei-qiang, AN Yi, QIN Li, et al. Research progress in determination methods of ecological safety thresholds for heavy metals in agricultural land[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, 14(4):54-64.
- [42] 丁昌峰. 根茎类蔬菜土壤镉铬铅汞砷的安全阈值研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2014:120-125.
DING Chang-feng. Food safety thresholds of soil heavy metals Cd, Pb, Cr, Hg, and As for rootstalk vegetables[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2014:120-125.
- [43] 赵勇, 李红娟, 魏婷婷, 等. 土壤、蔬菜的铅污染相关性分析及土壤铅污染阈值研究[J]. 中国生态农业学报, 2008(4):843-847.
ZHAO Yong, LI Hong-juan, WEI Ting-ting, et al. Correlation analysis of Cd pollution in vegetables and soils and the soil pollution threshold[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008(4):843-847.
- [44] 国家市场监督管理总局. 种植根茎类蔬菜的旱地土壤镉、铅、铬、汞、砷安全阈值GB 36783—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
State Administration for Market Regulation of PRC. Safety thresholds of cadmium, lead, chromium, mercury and arsenic in upland soils for growing root vegetables GB 36783—2018[S]. Beijing: China Standard Press, 2018.
- [45] 国家环境保护总局. 温室蔬菜产地环境质量评价标准(HJ/T 333—2006)[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.
State Environmental Protection Administration of PRC. Environmental quality evaluation standard of greenhouse vegetable producing area (HJ/T 333—2006)[S]. Beijing: China Standards Press, 2006.
- [46] Hu W, Huang B, Borggaard O K, et al. Soil threshold values for cadmium based on paired soil-vegetable content analyses of greenhouse vegetable production systems in China: Implications for safe food production[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 241:922-929.
- [47] 李宁. 基于不同终点测定土壤铅的生态风险阈值及其预测模型[D]. 北京: 中国农业科学院, 2016:12-32.
LI Ning. The toxicity thresholds (EC_x) of Pb and its predicted models based on various endpoint determination[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2016:12-32.
- [48] 王小庆, 韦东普, 黄占斌, 等. 物种敏感性分布法在土壤中铜生态阈值建立中的应用研究[J]. 环境科学学报, 2013, 33(6):1787-1794.
WANG Xiao-qing, WEI Dong-pu, HUANG Zhan-bin, et al. Application of species sensitivity distribution in deriving of ecological thresholds for copper in soils[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(6):1787-1794.
- [49] 林蕾, 陈世宝, 程旺大, 等. 基于不同终点测定土壤中Zn的毒性阈值及其田间验证[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3):548-555.
LIN Lei, CHEN Shi-bao, CHENG Wang-da, et al. Toxicity thresholds (EC_x) of Zn in soils as determined by different endpoints and its validations in fields[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3):548-555.
- [50] Zhou Y, Jia Z, Wang J, et al. Heavy metal distribution, relationship and prediction in a wheat-rice rotation system[J]. *Geoderma*, 2019, 354:113886.
- [51] Dai Y, Nasir M, Zhang Y, et al. Comparison of DGT with traditional extraction methods for assessing arsenic bioavailability to *Brassica chinensis* in different soils[J]. *Chemosphere*, 2018, 191:183-189.
- [52] 杨梦丽, 叶明亮, 马友华, 等. 基于重金属有效态的农田土壤重金属污染评价研究[J]. 环境监测管理与技术, 2019, 31(1):10-13, 38.
YANG Meng-li, YE Ming-liang, MA You-hua, et al. Review on heavy metal pollution evaluation in farmland soil based on bioavailable form of heavy metal[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2019, 31(1):10-13, 38.