

麦玉轮作区农田土壤重金属调查及评价

李鹏, 张惠娟, 徐莉, 李辉信, 胡锋, 焦加国

引用本文:

李鹏, 张惠娟, 徐莉, 等. 麦玉轮作区农田土壤重金属调查及评价[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(1): 46–54.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0624>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

广西某采选废矿区重金属生态风险与源汇关系

毛志强, 田康, 刘本乐, 张晓辉, 卞子金, 黄标, 袁旭音, 吴龙华, 罗栋源

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 987–998 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1338>

四川省江安县某硫铁矿区周边农田土壤重金属来源解析及污染评价

李志涛, 王夏晖, 何俊, 季国华, 何军, 朱文会

农业环境科学学报. 2019, 38(6): 1272–1279 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1076>

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>

盐碱农田土壤铬污染特征及健康风险评价——以山东省滨州市滨城区为例

王玥, 刘莹雪, 李丹丹, 何睿, 王伟, 刘月仙, 陆兆华, 张萌

农业环境科学学报. 2021, 40(12): 2723–2732 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0415>

三峡库区库尾典型农用地土壤重金属污染特征及潜在风险

王金霞, 罗乐, 陈玉成, 何清明, 詹玲玲

农业环境科学学报. 2018, 37(12): 2711–2717 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-0844>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

李鹏, 张惠娟, 徐莉, 等. 麦玉轮作区农田土壤重金属调查及评价[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(1): 46–54.

LI P, ZHANG H J, XU L, et al. Investigation and evaluation of soil heavy metals in a wheat–maize cropping system in upland China[J].

Journal of Agro-Environment Science, 2022, 41(1): 46–54.



开放科学 OSID

麦玉轮作区农田土壤重金属调查及评价

李鹏^{1,2}, 张惠娟¹, 徐莉¹, 李辉信¹, 胡锋¹, 焦加国^{1*}

(1. 南京农业大学资源与环境科学学院/江苏省有机固体废弃物资源化协同创新中心, 南京 210095; 2. 浙江省农业科学院环境资源与土壤肥料研究所, 杭州 310021)

摘要:为全面了解旱地两熟区典型轮作制农田土壤重金属污染和风险状况,通过采集150个耕层土壤样品调查分析了我国高利用强度下麦玉轮作农田土壤重金属含量(Ni、Cr、Cu、Cd、Zn、Pb、Hg、As),并采用单因子污染指数(P_i)、内梅罗综合污染指数(P_N)、富集因子(EF)和生态风险评价(RI)4项指标进行土壤污染评价。结果表明: P_N 和 RI 指数表明,旱地两熟区土壤整体为清洁状态。As($29.04 \pm 9.21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、Cd($0.15 \pm 0.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、Pb($17.84 \pm 18.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)含量高于全国土壤背景值,除As处于轻微污染外,其他重金属均未达到污染水平。不同区域间,云南地区的重金属含量高于其他区域,处于较低潜在生态风险,但逼近中等生态风险警戒。相关性、主成分和聚类分析结果进一步发现,土壤污染主要来源于成土母岩和人为活动,其中Ni、Cr、Cu、Cd和Zn含量受成土母岩影响更大,而Pb、Hg和As含量受人为活动影响更大。研究表明,农田土壤重金属含量在成土母岩的基底含量基础上通过人为活动进一步积累。

关键词:农业土壤;重金属;污染指数;旱地两熟区;污染来源

中图分类号:X825 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)01-0046-09 doi:10.11654/jaes.2021-0624

Investigation and evaluation of soil heavy metals in a wheat–maize cropping system in upland China

LI Peng^{1,2}, ZHANG Huijuan¹, XU Li¹, LI Huixin¹, HU Feng¹, JIAO Jiaguo^{1*}

(1. College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University/ Jiangsu Collaborative Innovation Center for Solid Organic Waste Resource Utilization, Nanjing 210095, China; 2. Institute of Environment, Resource, Soil and Fertilizer, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310021, China)

Abstract: The purpose of this study was to conduct a targeted investigation and systematic evaluation of soil heavy metal pollution in 150 fields in a regional scale wheat–maize cropping system in upland China. Soil pollution by eight heavy metal elements (Ni, Cr, Cu, Cd, Zn, Pb, Hg and As) was evaluated using the single factor pollution index (P_i), Nemerow comprehensive pollution index (P_N), enrichment factor (EF), and ecological risk assessment (RI). The results showed that the overall soil pollution status of the wheat–maize cropping system is clean based on P_N and RI . The As ($29.04 \pm 9.21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), Cd ($0.15 \pm 0.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), and Pb ($17.84 \pm 18.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) contents were higher than the national soil background values. The soils were not classified as polluted by the heavy metals, except for As, which had a slightly polluted status. Among different regions, the soil heavy metal content in the Yunnan area was higher than that in other areas, which posed a low potential ecological risk and was close to the medium ecological risk warning. The correlation, principal component analysis, and cluster analysis results showed that the soil heavy metals mainly originated from the soil parent materials and human activities. Ni, Cr, Cu, Cd, and Zn were more affected by soil parent materials, whereas Pb, Hg, and As were more affected by human activities. Pb and Hg

收稿日期:2021-05-30 录用日期:2021-08-12

作者简介:李鹏(1992—),男,内蒙古乌兰察布人,博士研究生,主要研究方向为土壤培肥与土壤质量评价。E-mail:LP152690@163.com

*通信作者:焦加国 E-mail:jiaguo.jiao@njau.edu.cn

基金项目:山东省重点研发计划项目(2019JZZY020614);江苏省农业科技创新项目(CX(19)2012)

Project supported: The Key Research and Development Program of Shandong Province (2019JZZY020614); The Jiangsu Agricultural Science and Technology Innovation Fund (CX(19)2012)

originated from the application of mineral fertilizers, whereas As originated from the use of organic fertilizers and chemical fertilizers and the human activities of coal combustion and atmospheric deposition. In summary, the concentration and pollution risk characteristics of the eight heavy metals in the study area varied. The heavy metals in farmland soil originated from the soil-forming parent rock and further accumulated owing to human activities.

Keywords: agricultural soil; heavy metal; pollution index; double cropping system; pollution source

土壤是地球生态系统的重要组成部分,土壤属性影响着地表生物的生长,尤其是各种化学物质含量的超标不但影响植物正常生长,而且通过食物链等途径进入人体及其他动物体内富集,从而影响机体健康^[1-2]。在过去的50 a中,大约有2.2万t Cr、93.9万t Cu、78.3万t Pb和135万t Zn被排放到全球环境中^[3],而土壤通常是最易积累重金属的部分之一^[4]。2014年原环境保护部和原国土资源部发布的《全国土壤污染状况调查公报》显示,耕地的点位超标率高达19.4%。重金属污染不仅能够引起土壤生物化学功能发生变化,还能够影响土壤动物及微生物活性,抑制植物根系生长,致使作物产量和品质降低^[5]。据原农业部调查,每年受重金属污染及因重金属污染减产的粮食超过2 200万t,合计损失至少200亿元^[6]。中国经济的快速增长使得农业土壤重金属含量及其来源成为了日益关注的问题。

开展重金属污染土壤的生态环境质量研究可以了解土壤重金属的污染现状,较好地评价土壤中重金属的污染程度和相应的生态效应等是保障粮食安全和生态健康的基础。目前国际上比较常用的土壤重金属污染评价方法有以下几种:(1)单因子指数评价法,该方法是以土壤环境质量标准临界值为标准来评价重金属元素的污染程度;(2)内梅罗综合污染指数法,该方法涵盖了各单项污染指数,能综合反映出各种污染物对土壤环境质量的影响;(3)富集因子法,该方法通过选择标准元素对样品浓度进行标准化,可有效判断人类活动所引起的重金属累积;(4)地累积指数法,该方法通过元素在土壤中实测含量与目标元素地球化学背景值相比来评价重金属污染情况;(5)潜在生态危害指数法,该方法将重金属含量和环境生态效应、毒理学综合起来反映重金属污染程度及其潜在生态危害。因为各种方法对土壤环境污染评价的侧重点不同,所以通常需要几种方法结合使用,从单个重金属污染程度、综合污染情况、重金属累积以及生态风险等多方面全面评估。已有许多研究通过重金属污染评价方法报告了世界各地农田土壤重金属的污染情况^[7-8]。MARRUGO-NEGRETE等^[9]的调查发

现,哥伦比亚北部Sinú河灌溉农业土壤中重金属的浓度存在较低的环境风险,具体表现在Ni的高度污染,Zn和Cu的中度至高度污染,Pb、Cd和Hg的中度污染。我国近1/6的耕地存在重金属污染,其中西南地区土壤重金属含量高于其他地区^[10]。土壤中的重金属来源主要有有人为活动和自然过程^[11-12]。自然来源与岩性和成因过程有关^[13],而人为活动输入到农田土壤中的重金属含量可不断积累,在一定程度上威胁生态环境安全^[14]。

旱地两熟区占我国旱地总面积的近60%,且超过60%的耕作旱地用于冬小麦和夏玉米的双季种植,供应了我国56%以上的小麦和25%以上的玉米产出^[15],因此调查旱地两熟区典型轮作农田土壤重金属含量对于保障粮食安全尤为重要。然而以往的研究多关注的是旱地一熟区和水田两熟区土壤重金属含量,而对旱地两熟区农田土壤鲜有报道。本研究选取我国旱地两熟区典型麦玉轮作系统为研究对象,采用单因子污染指数(P_i)、内梅罗综合污染指数(P_N)和生态风险评价(RI)3项指标综合评价旱地两熟区麦玉轮作农田土壤重金属污染程度及生态风险,并利用富集因子指数(EF)、主成分分析和聚类分析解析麦玉轮作区土壤重金属的潜在来源,以期对区域土壤环境质量和粮食安全评估提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

旱地两熟区是指在我国旱作农业中实行一年两熟制的地区。它是我国旱作农业重要区域,同时也是主要的粮食产区,该区域位于22°26'~41°04'N,97°31'~122°41'E,横跨暖温带、亚热带和青藏高原气候带(图1),其土壤类型、年均温度和降雨量见表1。旱地两熟区耕地面积占全国总耕地面积的1/4,主要分为华北地区、西北地区、江淮地区、川中地区和云南地区,是小麦、玉米、花生、油菜四大粮油作物主产区,同时也是多样化经济作物及农产品生产供应的核心区域。

1.2 样品采集

2016年5—6月,在旱地两熟轮作区典型小麦-玉

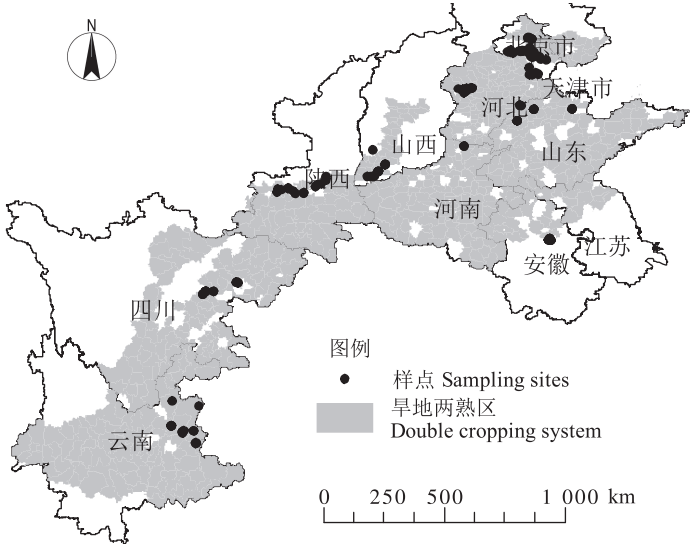


图1 我国旱地两熟区的主要分布及采样点位置

Figure 1 Geographic locations of soil sample sites under wheat-maize cropping system in China's upland

表1 旱地两熟区麦玉轮作制150个采样点的基本信息

Table 1 Information of the wheat-maize cropping system in 150 farmland fields in China

区域 Region	地点 Site	样点数 Number of samples	土壤类型 Soil type	年均气温 Average annual temperature/℃	年均降雨量 Average annual precipitation/mm
华北地区 North China	北京	21	潮土、褐土	14.1	461.5
	天津	15	潮土、褐土	14.0	441.4
	河北	18	潮土、褐土	14.9	294.8
	山东	15	潮土	15.4	521.4
	河南	3	褐土	16.3	551.6
西北地区 Northwest China	山西	15	褐土、盐碱地	10.9	428.7
	陕西	15	壤土	15.2	660.2
江淮地区 Jianghuai China	安徽	15	砂姜黑土、潮土	16.5	1 180.2
川中地区 Chuanzhong China	四川	15	紫色土、紫泥土	16.0	975.0
云南地区 Yunnan China	云南	18	红壤	16.2	1 190.7

米轮作制下,通过选择各省(或直辖市)具有代表性县/区常年耕种的农田采集土壤样品(非工矿企业区周边、大中城市郊区以及污灌区),每个县/区随机选取3个农田取样,共采集土壤样品150个,样点分布见图1。样品采集中避开特殊污染或者特殊地形部位。

在每个农田中,在10 m×10 m的网格中使用土钻(直径5.0 cm)随机选取8~10个点(深度0~20 cm)采样,并充分混合成一个样品,使用GPS确定样点坐标。将样品装入聚乙烯塑料袋密封后带回实验室,自然风干后,清除大碎屑、石块,用玛瑙研钵磨碎,过孔径0.154 mm尼龙筛,混匀待分析检测。整个处理过程避免与金属物品接触。

1.3 土壤样品分析

将0.1 g土壤装入聚四氟乙烯管中,并依次加入体积比1:1的HNO₃-HClO₄混酸5 mL、HF 5 mL,于电热消解仪(Lab Tech DigiBlock ED54)消解土壤样品至完全,空白和标准样品(GSS-3)同时消解,以确保消解和用于回收率计算。消解完全的样品使用ICP-MS(Thermo Scientific iCAP Q)测定重金属含量。

1.4 污染评价方法

为综合评估旱地两熟区典型轮作制农田土壤重金属污染程度,采用单因子污染指数(P_i)、内梅罗综合污染指数(P_N)、富集因子(EF)和生态风险评价(RI)4项指标。这些指标能够完成单个元素、整体土

壤环境质量及生态风险的全面评估。根据表2中各公式,对所有样本进行污染指数计算。

1.5 数据处理

数据经Excel 2016整理汇总,利用SPSS 18.0软件进行描述性统计。利用ArcGIS 10.3绘制旱地两熟区区域分布图。利用R 3.1.3统计软件的ggplot 2包绘制箱型图并进行主成分分析,利用cluster包进行分层聚类分析绘制树状图。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量描述统计分析

土壤重金属含量描述性统计分析结果如表3所示。耕层土壤Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Pb和Hg的平均含量分别为 (47.71 ± 17.85) 、 (16.69 ± 7.06) 、 (17.03 ± 14.48) 、 (39.50 ± 22.55) 、 (29.04 ± 9.21) 、 (0.15 ± 0.14) 、 (17.84 ± 18.10) 、 (0.05 ± 0.03) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。重金属As、Cd、

Pb含量高于全国土壤背景值,说明在成土母岩差异基础上,这3种重金属受人为活动影响较大。一般在表层土壤中重金属含量最高^[20]。8种重金属变异系数由高到低依次为Pb、Cd、Cu、Hg、Zn、Ni、Cr、As,其中以Pb、Cd、Cu、Hg、Zn变异系数较大,表明其含量空间差异强,变异较大。此外,偏度和峰度也可以反映重金属含量的分布特征,根据偏度和峰度值可以判断是否为正态分布,如果二者的值靠近0,说明基本呈现正态分布。8种重金属的偏度和峰度值均与0有较大的距离,表明它们空间变异度大,其中Pb的变异最强。

2.2 土壤重金属污染评价

参照国家土壤环境质量标准,对土壤重金属含量和来源的特征进行描述,以分析土壤的污染程度。旱地两熟区土壤重金属污染评价见图2。单因子污染指数分析结果显示(图2a),不同重金属元素污染程度大小为 $\text{As} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Hg}$,其中只有As

表2 本研究使用的污染指数评价方法

Table 2 Evaluation methods of heavy metal pollution in this study

指数 Index	公式 Equation	说明 Explanation	污染等级 Classes of metal pollution
单因子指数法 Single factor	$P_i = \frac{C_i}{S_i}$	C_i 为土壤重金属 <i>i</i> 的实测值; S_i 为重金属 <i>i</i> 的评价标准值	污染指数大于1表现为污染,评价标准值为GB 15618—2018中旱地农用地土壤污染风险筛选值
内梅罗综合指数法 Nemerow pollution index	$P_N = \sqrt{[\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m P_i]^2 + P_{i \max}^2} / m$	P_i 为重金属单因子污染指数; $P_{i \max}$ 为所有重金属单因子污染指数最大值; m 为重金属数量	$P_N \leq 0.7$:清洁; $0.7 < P_N \leq 1$:警戒; $1 < P_N \leq 2$:轻度污染; $2 < P_N \leq 3$:中等污染; $P_N > 3$:重度污染 ^[16]
富集因子 Enrichment factor	$EF = \frac{(\frac{C}{Fe})_{\text{sample}}}{(\frac{C}{Fe})_{\text{background}}}$	$(\frac{C}{Fe})_{\text{sample}}$ 为土样中重金属和铁含量之比; $(\frac{C}{Fe})_{\text{background}}$ 为重金属和铁的背景值之比	$EF < 1$:无富集; $1 \leq EF < 3$:少量富集; $3 \leq EF < 5$:中度富集; $5 \leq EF < 10$:重度富集; $10 \leq EF < 25$:严重富集; $25 \leq EF < 50$:非常严重富集; $EF \geq 50$ 极严重富集 ^[17]
潜在生态风险评价法 Potential ecological risk	$RI = \sum_{i=1}^n E_i^i = \sum_{i=1}^n T_i^i \times \frac{C_i}{C_n^i}$	E_i^i 为第 <i>i</i> 种重金属的环境风险指数; C_i 为重金属 <i>i</i> 的实测值; C_n^i 为重金属 <i>i</i> 的评价参比值; T_i^i 为重金属 <i>i</i> 的毒性响应系数 ^[18]	$RI \leq 90$:轻微; $90 < RI \leq 180$:中等; $180 < RI \leq 360$:强; $360 < RI \leq 720$:非常强; $RI > 720$:非常强 ^[19]

表3 土壤重金属含量描述性统计分析($n=150$)

Table 3 Statistical summary of heavy metal elements in soils of wheat-maize cropping system($n=150$)

重金属元素 Element	最小值 Min/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	最大值 Max/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	平均值±标准差 Mean±SD/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	变异系数 C.V/%	偏度 Ske	峰度 Kur	背景值 ^[21] Background values/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Cr	18.26	132.07	47.71 ± 17.85	37.42	1.58	4.49	61.0
Ni	6.16	60.45	16.69 ± 7.06	42.31	2.59	11.00	26.9
Cu	2.19	90.68	17.03 ± 14.48	85.02	2.46	7.09	22.6
Zn	14.14	141.46	39.50 ± 22.55	57.09	2.08	5.92	74.2
As	2.99	83.50	29.04 ± 9.21	34.35	0.98	1.51	11.2
Cd	0.01	0.96	0.15 ± 0.14	92.88	2.85	10.78	0.097
Pb	6.47	176.54	17.84 ± 18.10	101.46	5.84	43.37	12.37
Hg	0.01	0.29	0.05 ± 0.03	60.07	4.18	27.21	0.065

的单因子污染指数大于1,为1.01,达到污染水平。这与LIU等^[22]的研究结果一致。但与薛占军^[23]的研究结果不同,这主要由于薛占军的研究仅关注河北污灌农田,而本研究范围较广,集中在麦玉轮作系统。在150个样点中,As、Cd和Cu的单因子污染指数出现污染样点较多,且明显集中在云南地区,这主要是由于该地区元素背景值含量高^[21]和人为活动的影响。内梅罗综合污染指数表明,旱地两熟区综合污染指数在0.10~0.85之间,平均值为0.38,属尚清洁。

与综合污染指数法主要反映的多种污染物整体污染水平不同,潜在生态风险评价法更侧重于对多种重金属协同作用的评价。旱地两熟区土壤重金属潜在生态风险指数见图2b。结果表明,As的潜在生态风险指数最大,达到19.36,表现为轻微污染。从整体上看,多种重金属的环境风险综合指数 RI 为47.69,表现为较低的潜在生态风险。

比较旱地两熟区五大区域间综合污染与潜在生态风险情况发现(表4),五大区域均处于清洁状态,

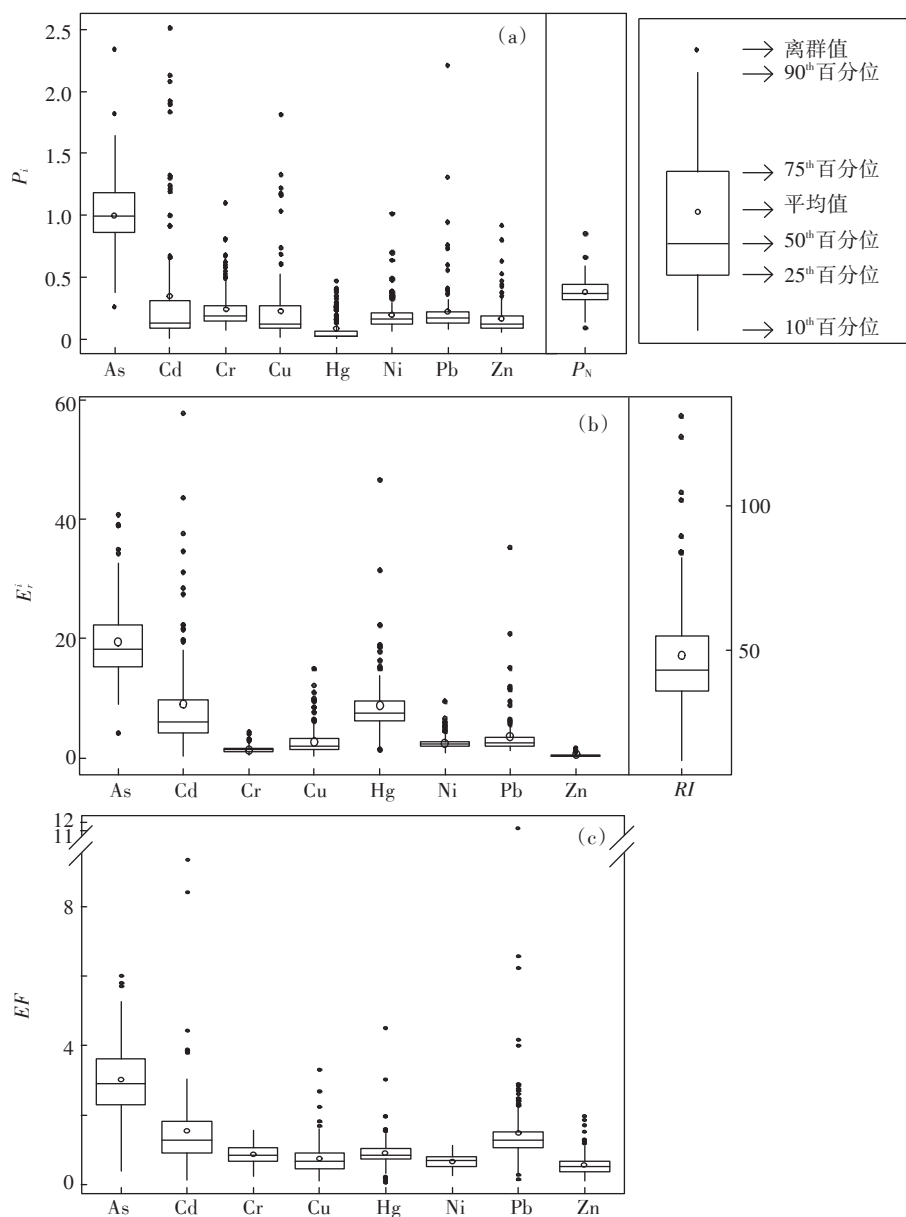


图2 旱地两熟区麦玉轮作农田土壤重金属污染指数

Figure 2 Soil heavy metal pollution index of wheat-maize cropping system in dryland in farmland

表4 旱地两熟区综合污染及潜在风险情况(均值±标准差)

Table 4 Comparison of heavy metal contents among the areas in double cropping system in the dryland (Mean±SD)

区域 Area	内梅罗综合污染指数 Nemerow pollution index	潜在生态风险指数 Potential ecological risk
华北地区	0.40±0.12	41.68±13.63
西北地区	0.38±0.05	42.73±14.30
江淮地区	0.37±0.06	58.98±7.45
川中地区	0.30±0.07	38.05±6.07
云南地区	0.38±0.11	83.19±24.33

且以川中丘陵综合污染指数最低;而在生态风险评估中以云南高原最高,接近中等风险,五大区域均为较低的潜在生态风险。

富集因子(EF)用于评价人为活动对土壤中重金属浓度的影响。使用Fe的含量来确定人为活动对重金属积累的预期效应,主要因为Fe在土壤中发生的变异性低^[24]。 EF 值接近1表示地壳起源, $EF>10$ 被认为是非地壳来源。 $EF>1.0$ 表明人为来源,而 $EF<1.0$ 表示可能的金属消耗^[25]。各重金属的富集指数结果如图2c所示。根据TAYLOR^[17]分类,Cr(0.86)、Ni(0.67)、Cu(0.75)、Zn(0.59)、Hg(0.91)的 EF 平均值均小于1,表明不富集;As(3.00)、Cd(1.55)、Pb(1.53)表现为轻度富集,通常是由人为活动产生的重金属。哥伦比亚北部Sinú河灌溉农业土壤Ni轻微富集,是受附近镍铁冶炼厂影响,其他重金属不富集(Zn、Cu、Pb、Hg、Cd)^[9]。土壤中重金属的移动发生在厌氧条件下^[26],而旱作农业土壤通常为非厌氧条件,重金属移动性较差,易积累。As、Cd、Pb的富集可能与农田集约化管理有关。

2.3 土壤重金属来源分析

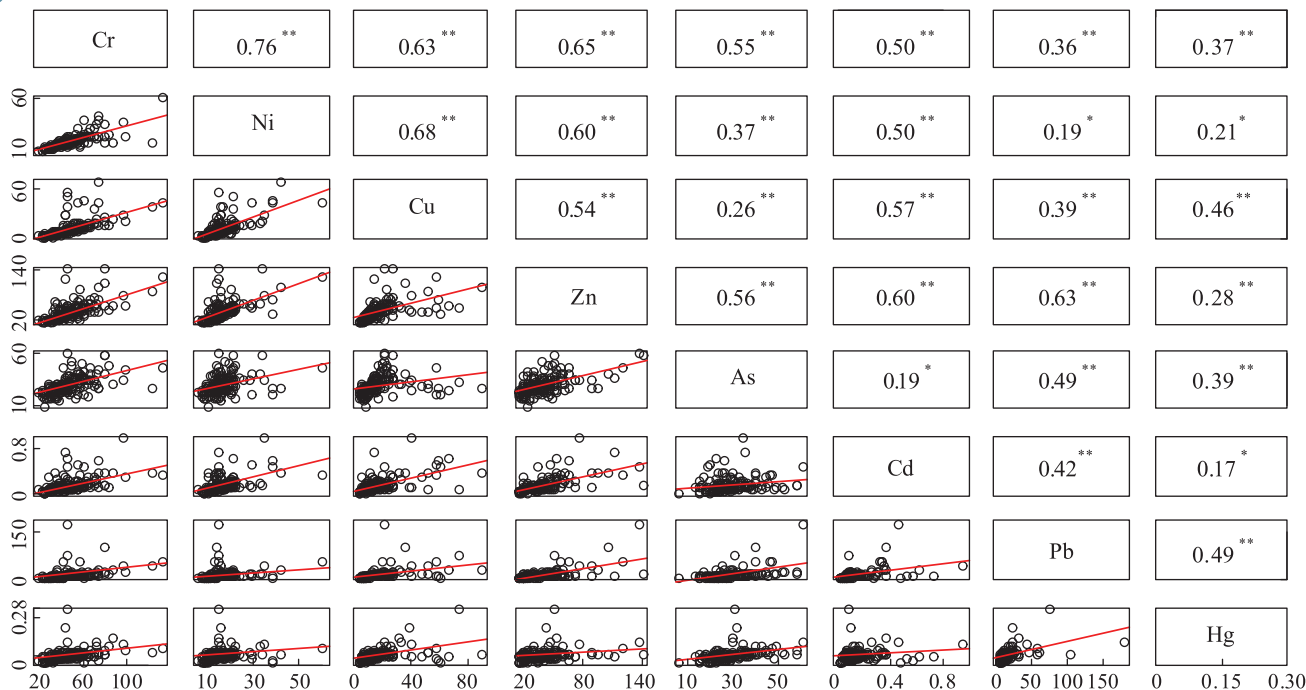
土壤重金属相关性分析矩阵中元素间的关系提供了地质环境中重金属来源和途径的信息。根据相关性分析结果发现(图3),重金属间均呈显著正相关。其中,Cr和Ni($r=0.76, P<0.01$),Ni和Cu($r=0.68, P<0.01$),Cu和Cr($r=0.63, P<0.01$)之间呈极显著正相关。Zn和Cr($r=0.65, P<0.01$)、Ni($r=0.60, P<0.01$)、Pb($r=0.63, P<0.01$)之间呈极显著正相关。Cd和Zn($r=0.60, P<0.01$),Cd和Cu($r=0.57, P<0.01$),Cu和Zn($r=0.54, P<0.01$)之间呈极显著正相关。

重金属间的相关性较强表明它们在旱地两熟区农田土壤中来源相近。使用主成分分析,将变量归类成组,使得属于一个组的变量彼此高度相关,以进一步评估研究区域内重金属的污染程度和来源。

重金属含量的PCA结果如图4所示。前两组主成分特征值大于1,对总方差累积贡献率达68.1%。因此,这两部分在研究区域的重金属污染来源中发挥了重要作用。其中第一部分(PC1)中Ni、Cr、Cu、Cd和Zn具有较高因子载荷(53.4%),是最重要的部分,由于各金属元素的变异性可能受母岩控制,因此PC1可认为是来源于同一组母岩。HUANG等^[27]的研究发现,我国扬中地区表层土壤中Cr和Ni来源于母岩的风化和随后的成土过程。第二部分(PC2)Hg、As和Pb因子载荷较高。PC2的贡献率为14.7%,由于在一些土壤中各元素含量较高,可定义为一组人为来源,具体涉及该区域的长期农业活动。从图4可以明显看出,8种重金属元素均受母岩和人为来源影响,只是个别元素更偏重于某一来源。存在于天然土壤中的这些元素来源于母质的风化及随后的成土过程。

旱地两熟区是我国主要粮食供给区之一,长期的农业活动必然会影响农田土壤重金属含量^[28]。对我国扬中地区的重金属污染调查发现,与底层土壤相比,表层土壤富含As、Hg、Pb、Cu、Zn和Cd^[28],这最有可能与用于改善农作物生产和质量的高投入农用化学品有关。耕作土壤Pb含量增加归因于矿物肥料的使用,主要是磷酸盐肥料,此外磷酸盐肥料中Hg浓度为0.005~0.690 mg·kg⁻¹^[29],这反映了分层聚类分析(图5)组2中Pb和Hg的关联。Cd在人为来源上同样主要由于化肥的施用,其通常作为磷酸盐岩中的杂质存在,施肥土壤Cd浓度与未施肥相比显著增加^[28];Cu移动性较差,是农田管理中进入土壤的主要元素之一,尤其与含Cu杀虫剂、杀菌剂及化肥施用有关^[30]。土壤中重金属(Zn、Cd、Cu)水平的提高与矿物肥料的使用密切相关,大量化学肥料的使用,导致重金属在农业土壤中不断积累。另外,我国农田受到大气沉积物中重金属的污染^[31],以大气沉降形式投入到农业系统的重金属可能是农业土壤Pb、Zn、Cu和As负载的重要来源^[32]。煤燃烧排放的飞灰是大气污染物来源之一,飞灰富含的Pb、Cd、Zn、Cu、Cr等重金属元素^[33]会以干湿沉降的形式进入土壤。

基于PCA分析结果进行进一步的分层聚类(图5),共分为3个主要集群。组1仅包含As,表明As与其他元素有不同的人为来源。全球因人为活动输入土壤中的As高达5.2万~11.2万t·a⁻¹^[34]。施用有机肥是农业土壤环境中As污染的重要来源。LI等^[35]的调查显示,北京朝阳区生猪养殖场猪粪中As含量高达19.2 mg·kg⁻¹,而鸡粪中As含量高达39.6 mg·



** $P < 0.01$; * $P < 0.05$
 **Correlation is significant at the 0.01 level. * Correlation is significant at the 0.05 level

图3 旱地两熟区麦玉轮作农田土壤重金属元素间的相关性分析

Figure 3 Pearson correlation matrix for heavy metal in soil samples

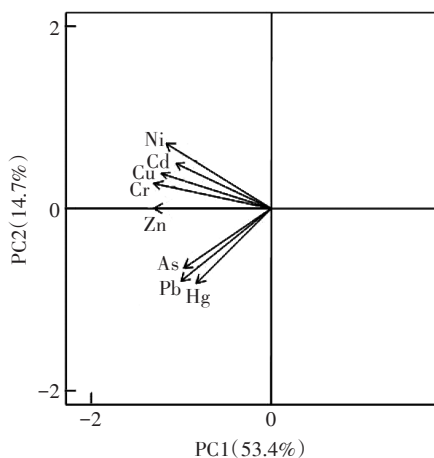


图4 旱地两熟区麦玉轮作农田土壤重金属主成分分析

Figure 4 Principal component analysis of heavy metals of wheat-maize cropping system in dryland

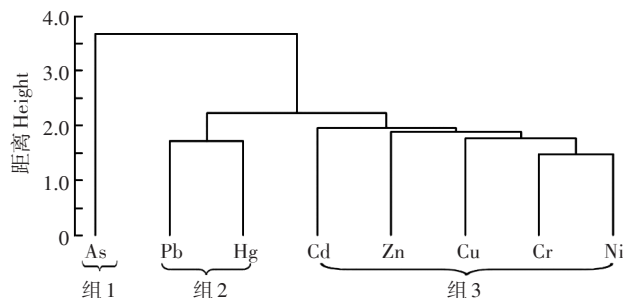


图5 旱地两熟区麦玉轮作农田土壤重金属元素的树状图

Figure 5 Dendrogram obtained by hierarchical clustering analysis for the heavy metals

kg^{-1} ^[36]。以旱地两熟区寿光为例,农业管理集约化程度高、有机肥和化肥施用量大,As的含量有逐年升高的趋势^[37]。化肥中以磷肥As含量较高,CHARTER等^[38]调查分析了市场上的各种磷肥,发现甲氨磷、二氨磷、磷矿粉的As含量分别为8.1~17.8、6.8~12.4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和3.2~32.1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。煤燃烧产生的飞尘和灰渣

中含有大量的As,特别是灰尘微粒中的As含量更高^[39],这也是农田As的重要来源。WANG等^[40]的调查发现,我国26个省区297个煤炭样品中As的含量高于世界平均水平。有研究发现^[41]无机态As中三价As的毒性是五价As的60倍,As虽表现为污染,但在旱地土壤中,氧化性较强,所以对As的价态及其生物有效性需进一步研究,以确定其危害性。组2由Hg和Pb组成,可能与农业管理(如矿物肥料)的人为来源有关。组3包括Cd、Zn、Cu、Cr和Ni,与PC1一致,可概括为母岩来源,Zn、Cu和Cd还受到一定人为来源

影响,如农业管理中施用化肥、杀虫剂和杀菌剂及大气沉降。

3 结论

(1)我国旱地两熟区麦玉轮作农田土壤重金属整体表现为清洁状态。

(2)旱地两熟区麦玉轮作农田土壤重金属As、Pb、Hg、Cd、Zn、Cu、Cr和Ni的来源均受母岩和人为活动共同影响,但不同重金属受影响的侧重不同。

(3)土壤高强度利用下,人为活动的农田管理措施势必会促使土壤重金属积累,因此要对一切可能输入土壤重金属的源头进行防控。

致谢:本文以公益性行业(农业)科研专项“旱地两熟区耕地培肥与合理农作制”项目(201503121)研究工作为基础。实验得到了山东省农业科学院董晓霞研究员、安徽农业大学董召荣教授、北京市土肥工作站贾小红研究员、农业农村部环境保护科研监测所修伟明副研究员、山东农业大学宁堂原教授、山西农业大学崔福柱副教授、四川省农业科学院沈学善副研究员、云南省农业科学院郭云周研究员、中国农业大学曾昭海副教授、中国农业科学院棉花研究所王国平副研究员和中国农业科学院农业资源与农业区划研究所冀宏杰副研究员的大力支持,特此致谢!

参考文献:

- [1] HU B, SHAO S, NI H, et al. Current status, spatial features, health risks, and potential driving factors of soil heavy metal pollution in China at province level[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 266:114961.
- [2] 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.
- [3] SINGH O V, LABANA S, PANDEY G. Phytoremediation: An overview of metallic ion decontamination from soil[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2003, 61(5/6):405-412.
- [4] MARCHAND C, ALLENBACH M, LALLIER-VERGES E. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New Caledonia) [J]. *Geoderma*, 2011, 160:444-456.
- [5] ZHANG J, LI H, ZHOU Y, et al. Bioavailability and soil-to-crop transfer of heavy metals in farmland soils: A case study in the Pearl River Delta, South China[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 235:710-719.
- [6] 高翔云, 汤志云, 李建和, 等. 国内土壤环境污染现状与防治措施[J]. *环境保护*, 2006(4):50-53. GAO X Y, TANG Z Y, LI J H, et al. Current situation of soil environmental pollution and countermeasures of prevention and control in China[J]. *Environmental Protection*, 2006(4):50-53.
- [7] DASH S, BORAH S S, KALAMDHAD A S. Heavy metal pollution and potential ecological risk assessment for surficial sediments of Deepor Beel, India[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 122:107265.
- [8] NEGAHBAN S, MOKARRAM M, POURGHASEMI H R, et al. Ecological risk potential assessment of heavy metal contaminated soils in Ophiolitic formations[J]. *Environmental Research*, 2021, 192:110305.
- [9] MARRUGO-NEGRETE J, PINEDO-HERNÁNDEZ J, DÍEZ S. Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River basin, Colombia[J]. *Environmental Research*, 2017, 154:380-388.
- [10] 张小敏, 张秀英, 钟太洋, 等. 中国农田土壤重金属富集状况及其空间分布研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(2):692-703. ZHANG X M, ZHANG X Y, ZHONG T Y, et al. Spatial distribution and accumulation of heavy metal in arable land soil of China[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(2):692-703.
- [11] WAN M, HU W, WANG H, et al. Comprehensive assessment of heavy metal risk in soil-crop systems along the Yangtze River in Nanjing, southeast China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 780:146567.
- [12] 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.
- [13] KABATA-PENDIAS A. Trace elements in soils and plants[M]. CRC Press, 2010.
- [14] DHARANI N, ONYARI J M, MAINA D M, et al. The distribution of Cu and Pb levels in soils and *Acacia xanthophloea* Benth. from Lake Nakuru National Park Kenya[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2007, 79(2):172-177.
- [15] 国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2017. National Bureau of Statistics. China Statistical Yearbook[M]. Beijing: China Statistics Press, 2017.
- [16] ZHONG L, LIU L, YANG J W. Assessment of heavy metals contamination of paddy soil in Xiangyin County, China[C]//World Congress of Soil Science: Soil Solutions for A Changing World. 2010.
- [17] TAYLOR S R. Abundance of chemical elements in the continental crust: A new table[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1964, 28(8):1273-1285.
- [18] LARS H. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8):975-1001.
- [19] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8):975-1001.
- [20] ACOSTA J A, GABARRÓN M, FAZ A, et al. Influence of population density on the concentration and speciation of metals in the soil and street dust from urban areas[J]. *Chemosphere*, 2015, 134:328-337.
- [21] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. China National Environmental Monitoring Center. The background concentrations of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [22] LIU Y, WANG H F, LI X T, et al. Heavy metal contamination of agricultural soils in Taiyuan, China[J]. *Pedosphere*, 2015, 25(6):901-909.

- [23] 薛占军. 河北省主要污灌土壤质量及其污染风险评价[D]. 保定: 河北农业大学, 2012. XUE Z J. Assessment of soil quality and pollution risk in main sewage-irrigated area of Hebei Province[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2012.
- [24] PETER E, ADENIYI G. Spatial relationships of urban land use, soils and heavy metal concentrations in Lagos Mainland area[J]. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 2011, 15(2).
- [25] SZEFER P, SZEFER K, GLASBY G P, et al. Heavy-metal pollution in surficial sediments from the Southern Baltic sea off Poland[J]. *Journal of Environmental Science & Health, Part A*, 1996, 31(10): 2723–2754.
- [26] ZADROŻNY P, NICIA P, KOWALSKA J, et al. Assessment of heavy metals pollution in the Błędowskie Swamp soils[J]. *Acta Agrophysica*, 2015, 22(2): 233–242.
- [27] HUANG S S, LIAO Q L, HUA M, et al. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong District, Jiangsu Province, China[J]. *Chemosphere*, 2007, 67: 2148–2155.
- [28] MANN S S, RATE A W, GILKES R J. Cadmium accumulation in agricultural soils in western Australia[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, 141(1): 281–297.
- [29] NZIGUHEBA G, SMOLDERS E. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 390(1): 53–57.
- [30] ACOSTA J A, FAZ A, MARTÍNEZ-MARTÍNEZ S, et al. Enrichment of metals in soils subjected to different land uses in a typical Mediterranean environment (Murcia City, southeast Spain) [J]. *Applied Geochemistry*, 2011, 26(3): 405–414.
- [31] 刘鹏, 胡文友, 黄标, 等. 大气沉降对土壤和作物中重金属富集的影响及其研究进展[J]. 土壤学报, 2019, 56(5): 1048–1059. LIU P, HU W Y, HUANG B, et al. Advancement in researches on effect of atmospheric deposition on heavy metals accumulation in soils and crops[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2019, 56(5): 1048–1059.
- [32] GRAY C W, MCLAREN R G, ROBERTS A H C. Atmospheric accessions of heavy metals to some New Zealand pastoral soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2003, 305(1/2/3): 105–115.
- [33] BABA A, KAYA A, BIRSOY Y K. The effect of Yatagan thermal power plant (Mugla, Turkey) on the quality of surface and ground waters [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2003, 149(1): 93–111.
- [34] 中国科学院南京土壤研究所. 中国土壤[M]. 北京: 科学出版社, 1978. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences. Soils in China[M]. Beijing: Science Press, 1978.
- [35] LI Y X, CHEN T B. Concentrations of additive arsenic in Beijing pig feeds and the residues in pig manure[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2005, 45(4): 356–367.
- [36] 姚丽贤, 李国良, 何兆桓, 等. 连续施用鸡粪对菜心产量和重金属含量的影响[J]. 环境科学, 2007, 28(5): 1113–1120. YAO L X, LI G L, HE Z H, et al. Yield and heavy metal content of *Brassica parachinensis* influenced by successive application of chicken manure[J]. *Environmental Science*, 2007 28(5): 1113–1120.
- [37] 曾希柏, 李莲芳, 白玲玉, 等. 山东寿光农业利用方式对土壤砷累积的影响[J]. 应用生态学报, 2007, 18(2): 310–316. ZENG X B, LI L F, BAI L Y, et al. Arsenic accumulation in different agricultural soils in Shouguang of Shandong Province[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(2): 310–316.
- [38] CHARTER R A, TABATABAI M A, SCHAFER J W, et al. Arsenic, molybdenum, selenium, and tungsten contents of fertilizers and phosphate rocks[J]. *Communication in Soil Science & Plant Analysis*, 1995, 26(17/18): 3051–3062.
- [39] BERETKA J, NELSON P. The current state of utilisation of fly ash in Australia[J]. *South African Coal Ash Association*, 1994, 1: 51–63.
- [40] WANG M, ZHENG B, WANG B, et al. Arsenic concentrations in Chinese coals[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 357(1/2/3): 96–102.
- [41] World Health Organization. Arsenic compounds and arsenic compounds[M]//Environmental Health Criteria, 224. 2nd Edition. Geneva, 1998.