

doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2017.12.028

废弃地复垦土壤重金属空间格局及其与复垦措施的关系

张世文¹ 周妍² 罗明² 周旭² 崔红标¹ 黄元仿³

(1. 安徽理工大学地球与环境学院, 淮南 232001; 2. 国土资源部土地整治中心, 北京 100035;

3. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

摘要: 基于经典统计学、变异函数理论以及经验贝叶斯克里格法, 以西南地区某历史遗留硫磺矿废弃地为研究对象, 从点与区域两方面系统分析其复垦土壤重金属空间分布特征, 揭示其与复垦措施的量化关系。结果表明, 经典统计学、变异函数理论以及经验贝叶斯克里格法相结合方法用于揭示硫磺矿废弃地复垦土壤重金属空间分布格局是可行和科学的。该硫磺矿废弃地复垦土地的5种土壤重金属的变异系数均较大, 这与复垦土壤无序、易变以及空间均匀性和突变性统一的特征相符合。土壤重金属富集系数均在2以上。在历史矿山开采、复垦措施和地形地貌的共同作用下, 不同土壤重金属在全局空间上具有一定的相似, 在南北和东西方向均基本呈现两头低和中间高的倒U字形趋势。绝大多数复垦土壤重金属的块基比在50%, 复垦过程中覆土、培肥和土壤pH值调节措施等随机因素在各重金属的空间变异中占主导作用。无论是何种重金属, 一区东部、二区北部、四区西部均呈现较高的重金属含量; 一区和二区西部、三区北部地区含量相对较低。复垦为林地和草地的重金属平均含量均高于耕地, 对于复垦为耕地后续需进一步防控重金属污染, 特别是Cd元素; 随着有效土层厚度的逐渐增加, 土壤重金属总体呈下降趋势。有效土层厚度在30~100 cm之间土壤重金属无明显差异, 建议研究区复垦覆土后有效土层厚度达到100 cm以上。随着土壤pH值变小, 复垦土壤重金属总体呈上升趋势, 通过调控pH值来降低土壤重金属含量需要持续保证在一定范围, 建议研究区pH值持续控制在7~8。

关键词: 废弃地; 复垦土壤; 重金属; 地统计; 空间格局; 复垦措施

中图分类号: S151.9; X825 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-1298(2017)12-0237-11

Spatial Pattern of Heavy Metal in Reclaimed Soil of Wasteland and Its Relationship to Reclamation Measures

ZHANG Shiwen¹ ZHOU Yan² LUO Ming² ZHOU Xu² CUI Hongbiao¹ HUANG Yuanfang³

(1. College of Earth and Environmental Sciences, Anhui University of Science and Technology, Huainan 232001, China

2. Land Management Center, Ministry of Land and Resources, Beijing 100035, China

3. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: At present, the study about historical mining wasteland as the object, the spatial distribution characteristics of reclamation soil quality and the relationship between the spatial distribution characteristics of soil quality and the response to reclamation measures are rarely reported in the literature. Based on classical statistics, variation function theory and empirical Bayesian Kriging method, the southwest area of historical sulfur mining wasteland reclamation area as the research object, from two aspects of point and area, the spatial distribution characteristics of reclamation soil heavy metals were systematically analyzed, and the quantitative relationship between them and reclamation measures was revealed. The results showed that the combined method of classical statistics, geostatistics and empirical Bayesian Kriging was feasible to reveal the spatial distribution characteristics of soil heavy metals. The variation coefficients of heavy metals in the five soils were larger, which were consistent with the characteristics disorder, the variability and the spatial uniformity and the abrupt change of land reclamation. The enrichment coefficient of heavy metals in soil was more than 2. Under the interaction of

收稿日期: 2017-04-06 修回日期: 2017-05-31

基金项目: 国家自然科学基金项目(41471186、41571217)和国家重点研发计划项目(2016YFD0300801)

作者简介: 张世文(1978—),男,副教授,博士,主要从事土壤过程定量化及其空间异质性研究,E-mail: mamin1190@126.com

通信作者: 黄元仿(1968—),男,教授,博士生导师,主要从事水土资源高效利用研究,E-mail: yfhuang@cau.edu.cn

mining, reclamation measures and topography interaction, the heavy metals in different soils had a certain similarity in the global space, in the north-south and east-west basically showed two low and high in the middle of the inverted "U" trend. The $C_0/(C_0 + C_1)$ of most heavy metals of reclaimed soils was 50%, and the random factors, such as soil cover, soil fertility and soil pH value regulation, were dominant in the spatial variation of different heavy metals. No matter what kind of heavy metals, the eastern of the first region, the northern of the second region, and the western of the fourth region had higher heavy metal content; the western of the first and second regions, the northern of the third region was relatively low. The average content of heavy metals in forest land and grassland was higher than that of cultivated land, and the heavy metal pollution, especially the Cd, was needed to control the heavy metal pollution in the future. With the increase of the effective soil layer thickness, the heavy metals in the soil showed a decreasing trend. There was no significant difference of soil heavy metal between the effective soil layer thickness in 30 ~ 100 cm, which suggested that the effective soil layer thickness of the reclaimed soil in the study area was 100 cm or more. As soil pH value became smaller, the total heavy metals in reclaimed soil showed an increasing trend, but the control of pH value to reduce the content of heavy metals in soil needed to be maintained at a certain extent, the pH value of proposed study area was continuously controlled in 7 ~ 8. The research results would provide guidance on the method of quality monitoring for the reclamation of abandoned industrial and mining land, and provide a scientific basis for historical mining wasteland reclamation soil heavy metal pollution further control and management.

Key words: wasteland; reclaimed soil; heavy metals; geostatistics; spatial pattern; reclamation measures

引言

历史遗留工矿废弃地复垦利用对改善生态环境、优化国土空间开发布局、促进资源节约和生态文明建设具有重要作用。近年来,《土地复垦条例》、《历史遗留工矿废弃地复垦利用试点管理办法》等法规政策文件相继颁布实施,有力地推进了中国土地复垦相关工作。但以历史遗留工矿废弃地复垦全生命周期污染风险管控的复垦技术,以及复垦工程、质量监测评价与管护措施之间的响应关系研究有待加强。废弃地复垦土壤属于扰动性土壤,具有无序、易变、空间上均匀性和突变性统一等特性,且废弃时间久、成因复杂、不确定性因素多样。因此,复垦措施、质量监测(包括土壤质量时空演变特征)和管护工程以及相互间的响应关系研究至关重要。

由于过去长时间的土法炼磺,中国西南地区历史遗留工矿废弃地重金属污染问题十分严重,特别是硫磺矿采选废弃地,已然成为影响西南地区废弃地复垦质量的重要因素,在一定程度降低农作物产量和质量,威胁生态系统和人类的安全^[1]。国内外在土壤重金属方面已经作了大量研究^[2-24]。就研究对象和尺度而言,目前主要针对城市、菜园、果园以及矿区周边农田等非重构土壤^[6-7,11,20],侧重从采样点角度,而针对复垦重构土壤无序、易变等特征,特别是历史遗留工矿废弃地复垦土壤,从点与区域2个方面的相关研究却相对偏少;就研究内容而言,当前研究侧重于基于土壤环境标准或区域地质背景,分析评价土壤重金属的污染状况以及其对土

地安全利用的影响等^[2-24],科学全面揭示复垦土壤重金属空间分布特征,并分析其与复垦措施关系的研究有待进一步开展。就研究手段而言,目前多采用经典统计分析法,区域空间预测多采用传统的变异函数方法,如普通克里格法^[2-3,7,14,23]。采取科学合理的土壤重金属空间分析的方法需要进一步强化。

本文以西南地区某历史遗留硫磺矿废弃地为研究对象,探究更加全面科学的废弃地复垦土壤重金属空间分析的方法,并基于该方法从点与区域2个方面系统分析历史遗留工矿废弃地复垦土壤重金属空间分布特征,并揭示其与复垦措施的量化关系。以期为历史遗留工矿废弃地复垦质量监测提供方法指导。

1 研究区概况与数据处理

1.1 研究区概况

研究区位于我国西南地区,复垦前为始建于1958年的硫磺矿采选场地,经过40多年的矿产开采以及冶炼制硫磺,排弃磺渣堆积如山,复垦前生态环境很恶劣。该废弃地复垦土地总面积2.66 km²,分成5个区(图1),2014年完成复垦并验收。研究区地处四川盆地南部边缘向贵州高原过渡地带,海拔高度在500~1100 m之间,整个研究区地势呈现东西、南北部高,中部低。具有四川盆地气候和贵州高原气候特征。土壤类型为黄壤,成土母质多为碳酸盐岩、砂页岩残坡积物和第四纪更新世古沉积物。

1.2 数据获取与处理

综合考虑复垦前损毁类型与程度、复垦工程措施与单元,确定该硫磺矿废弃地复垦土壤采样点布设方案,共获得采样点 58 个(图 1),野外采样于 2016 年 7 月底完成,采样深度为 0~20 cm。根据前期调查,选择易变且存在潜在污染风险的镉(Cd)、砷(As)、铬(Cr)、汞(Hg)、镍(Ni)进行研究。Cd 采用石墨炉原子吸收分光光度法测定,具体参考《土壤质量铅、镉的测定石墨炉原子吸收分光光度法》(GB/T17141—1997);Hg、As 采用微波消解/原子荧光法,具体可参考《土壤和沉积物汞、砷、硒、铋、锑的测定微波消解/原子荧光法》(HJ 680—2013);Cr 波长色散 X 射线荧光光谱法,具体可参考《土壤和沉积物无机元素的测定波长色散 X 射线荧光光谱法》(HJ 780—2015)。除了 5 个土壤重金属指标外,还采用离子计法测定土壤 pH 值。野外取样的同时,调查采样点有效土层厚度和复垦方向。研究区复垦方向为耕地、林地和草地,面积分别为 197.24、63.49、5.76 hm²,复垦为耕地占总复垦面积的 66.46%。耕地复垦区主要采取覆土、土地平整、梯田工程、酸性土改良(撒播生石灰调节 pH 值)等措施,林地复垦区采取 V 型整地、穴状种植等复垦措施;草地区采用覆土、土地平整和酸性土改良(撒播生石灰调节 pH 值)。

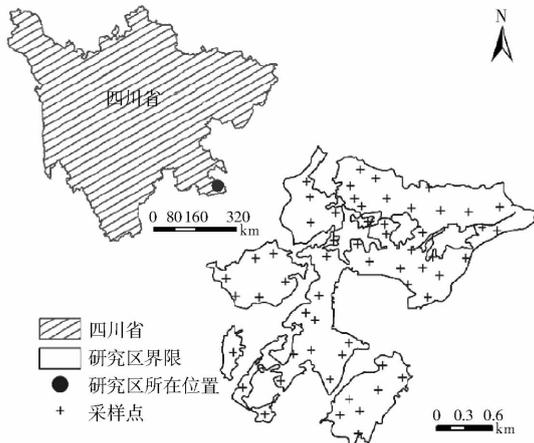


图 1 研究区位置、采样点布置图

Fig. 1 Map of location and sampling point of study area

2 研究方法

2.1 变异函数理论

借助于变异函数理论和经典统计学相结合方法分析复垦区样点尺度上土壤重金属空间结构特征。有关变异函数理论可参考文献[25-30],在此不再累述。GOOVAERTS^[31]描述的变异函数计算公式为

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (z(x_i) - z(x_i+h))^2 \quad (1)$$

式中 $z(x_i)$ ——在 x_i 位置土壤性质的测量值
 $\gamma(h)$ ——分离距离为 h , 观测值 $z(x_i)$ 和 $z(x_i+h)$ 的变异函数
 $N(h)$ ——采样点对数

本研究在相关空间分析中用到了球状模型和指数模型。球状模型计算公式为

$$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 + C_1 \left[1.5 \frac{h}{a} - 0.5 \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right] & (0 < h < a) \\ C_0 + C_1 & (h \geq a) \\ 0 & (h = 0) \end{cases} \quad (2)$$

指数模型变异函数计算公式为

$$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 + C_1 (1 - e^{-\frac{h}{a}}) & (h > 0) \\ 0 & (h = 0) \end{cases} \quad (3)$$

式中 C_0 ——块金值 C_1 ——结构方差
 a ——变程

C_0 表示因测量误差、微尺度过程等随机部分带来的空间变异性, C_1 亦称偏基台值, 表示由空间相关性带来的空间结构性, $C_0 + C_1$ 为基台值。

2.2 经验贝叶斯克里格法

传统线性克里格法(如普通克里格法(Ordinary Kriging, OK)、简单克里格法)具有较强的平滑效应,需满足空间平稳(空间均匀性)假设,这对非重构土壤属性来说是基本可以满足,但复垦土壤属于扰动性混合土壤,其土壤属性无序性和突变性。同时,由于复垦工程作用具有时效性、延迟性和负面性,导致相关土壤属性不是固定不变的。因此,采用传统的线性克里格法不适合复垦土壤属性空间插值,本文采用经验贝叶斯克里格法(Empirical bayesian Kriging, EBK)。EBK 法与其他线性克里格法有所不同,它通过估计基础半变异函数来说明所引入的误差。该法通过以输入数据模拟多个半变异函数来说明半变异函数估计的不确定性,由于考虑了变异函数估计的不确定性,预测标准误差更小^[32-35]。

以普通克里格法为对比方法,采用交互检验方法检验基于 EBK 法的空间模拟精度和模型拟合效果。均方根误差(Root mean squared errors, R_{MSE})和标准化克里格方差(Mean squared deviation ratio, M_{SDR})被用来衡量不同预测方法预测精度和模型拟合效果, R_{MSE} 用来评价预测的准确性, R_{MSE} 值越小,预测结果越准确; M_{SDR} 用来评价理论变异函数的拟合度, M_{SDR} 值越接近 1, 拟合的变异函数越准确^[25,27,36]。计算公式为

$$R_{MSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (z(x_j) - \bar{z}(x_j))^2} \quad (4)$$

$$M_{SDR} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \frac{(z(x_j) - \bar{z}(x_j))^2}{\sigma^2} \quad (5)$$

式中 $z(x_j)$ ——实测值 $\bar{z}(x_j)$ ——模拟值
 σ^2 ——模拟值方差 n ——样本数

3 结果与分析

3.1 复垦土壤重金属描述性统计特征

基于 SPSS20.0 软件获取各土壤重金属的描述性统计变量(表 1)。结合四川省主要农区土壤重金属背景值,计算各土壤重金属富集系数,该系数是指研究区土壤重金属含量均值与土壤背景值之比值(表 1)。采用单样本 Kolmogorov - Smirnov 法进行检验各重金属正态分布。

表 1 研究区复垦土壤重金属含量特征值

Tab.1 Statistics characteristics of heavy metal content for study area

重金属	极差/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	均值/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$C_v/\%$	K - Sp	富集系数
Cd	6.01	1.12	97.34	0.020	4.54
Hg	0.56	0.21	51.92	0.763	3.55
As	28.74	17.22	46.66	0.602	2.11
Cr	461.27	186.15	50.54	0.002	2.42
Ni	145.70	69.31	37.91	0.052	2.09

5 种重金属极差是对应均值的 2~6 倍,极差普遍较大,且变异系数(Coefficient of variation, CV)均较大,Cd 高达 90% 以上。土壤重金属极差和 CV 表现出的整体特征在一定程度上说明了历史遗留工矿

废弃地复垦土壤突变性,究其原因主要是由于研究区内不同复垦地块受采矿活动导致损毁类型和程度不同,且复垦过程中所采取的复垦措施及其复垦标准也存在差异性。硫磺矿废弃地复垦土壤数据特征不宜采用传统的克里格法,这些方法空间预测具有很强的平滑和趋中效应,无法细致刻画部分区域的突变规律。除了 Cd 和 Cr 元素外,其他复垦土壤重金属均符合正态分布。与区域背景值相比,该硫磺矿废弃地复垦土壤重金属 Cd、Hg、As、Cr、Ni 的富集系数分别为 4.54、3.55、2.11、2.42、2.09,富集系数均在 2 以上,Cd 含量高达 4 倍,呈表生富集过程。

3.2 废弃地复垦土壤重金属空间分布格局

3.2.1 基于变异函数理论和样点的复垦土壤重金属空间结构分析

基于 ArcGIS 10.2 分析复垦土壤重金属全局趋势,空间趋势反映了空间物体在空间区域上变化的主体特征(图 2)。趋势分析图中的每根竖棒代表一个数据点的值(高度)和位置。这些点被投影到一个东西向和南北向的正交平面上。通过投影点可以作出一条最佳拟合线,并用它来模拟特定方向存在的趋势。

由图 2 可知,不同复垦土壤重金属在全局空间上具有一定的相似,投影点均较为分散,趋势线(绿色和蓝色)在南北向均呈现出两头低和中间高的趋势,呈倒 U 字形(三阶趋势)。研究区复垦土壤重金属含量总体呈现中部高、四周相对较低的分布格局,这是采矿、复垦等人为活动和地形地貌等自然要素共同作用的结果,开采损毁和复垦活动是其主要影响因素。中部地区为磺渣堆场主要分布区域,磺渣

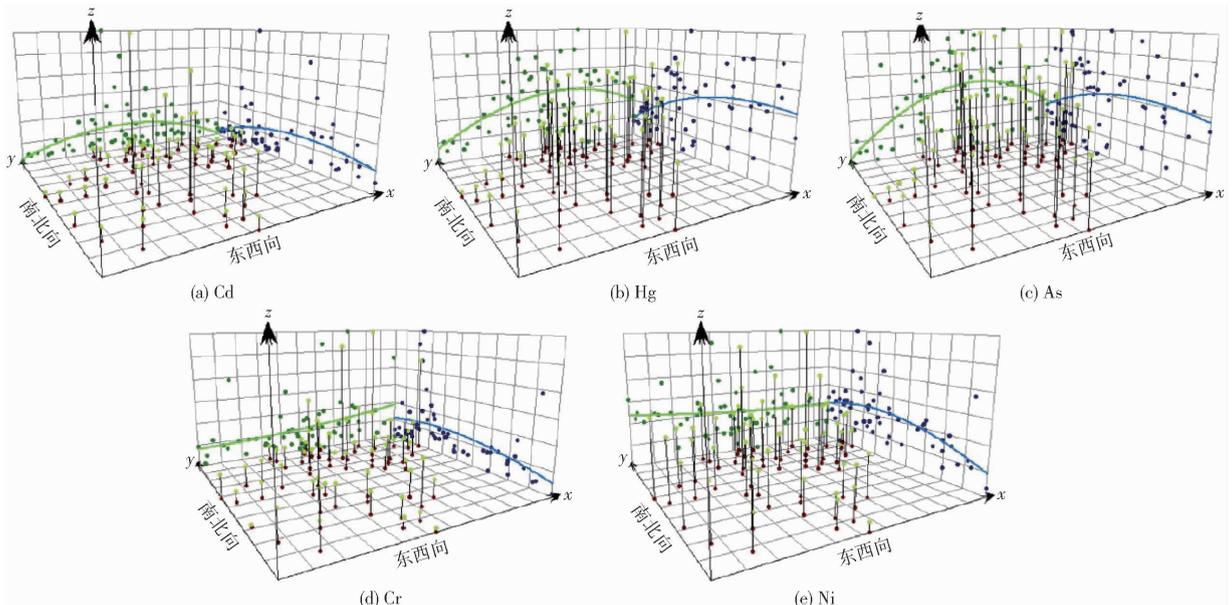


图 2 研究区各复垦土壤重金属趋势分析

Fig.2 Trend analysis of reclaimed soil heavy metals for study area

堆场污染严重,且其复垦方向主要为林地,复垦过程中并没有采取相关污染治理措施。同时,研究区中部为山间谷地,中部地势较低,南、北、东部地区高。

块基比($C_0/(C_0 + C_1)$)表示随机部分引起的空间异质性在系统总变异中所占的比例,通常可以用它来衡量变量的空间相关性,比值越小,说明空间相关性越强;若比值小于 25%,则表明变量具有强烈空间相关性;比值介于 25% ~ 75% 之间,则为中等程度空间相关性;比值大于 75% 时,为弱空间相关性^[37-39]。

表 2 研究区复垦土壤重金属变异函数及其参数

Tab.2 Variation functions and its characteristic values for different heavy metals for study area

重 金属	模型	变程/km		<i>k</i>	方向角/ (°)	C_0	$C_0/(C_0 + C_1)/\%$
		长轴	短轴				
Cd	球状	1 143.64	659.04	1.74	118.3	0.79	50.32
Hg	指数	3 651.38	1 739.30	2.10	50.45	0.005 8	47.15
As	指数	2 293.84	1 113.38	2.06	20.74	45.05	63.88
Cr	指数	677.01	343.74	1.97	93.33	7 016.64	66.29
Ni	指数	683.54	407.75	1.68	93.86	550.03	65.06

由表 2 可以看出,除了 Cd 元素呈球状模型外,其他重金属均符合指数模型。复垦土壤重金属 Cd、Hg、As、Cr 和 Ni 的 $C_0/(C_0 + C_1)$ 分别为 50.32%、47.15%、63.88%、66.29%、65.06%,比较接近 75%,呈现中等程度空间自相关性。从 C_0 和 $C_0/(C_0 + C_1)$ 可以看出,除了 Hg 外,代表测量误差、微尺度过程等随机部分带来的空间变异性(C_0)均大于结构

方差,即 $C_0/(C_0 + C_1)$ 均大于 50%,随机因素占主导,复垦土壤具有扰动性和易变性,废弃地复垦土壤重金属空间变异性主要源自覆土、培肥、土壤 pH 值调节措施等随机因素,这与自然土壤受气候、地质、地形、土壤类型等结构因素影响不同。各向异性比(k)为长轴与短轴的比,表示在长轴方向上距离为 h 的两点间的平均变异程度与在短轴方向上距离为 kh 的两点间的平均变异程度相同^[40-41]。各向异性比均大于 1,且部分大于 2,表明代表南北方向的长轴均大于代表东西方向的短轴,即南北方向的空间变异性程度大于东西方向,这也进一步验证了趋势分析的结论。

3.2.2 基于经验贝叶斯克里格法的复垦区土壤重金属空间分布格局分析

采用经验贝叶斯克里格法进行该硫磺矿废弃地复垦土壤重金属的空间预测。通过不同参数下的预测精度比较,选择预测精度最优的参数,子集大小为 100,重叠因子为 1,模拟次数为 300,输出栅格大小为 10 m × 10 m (图 3),在预测过程中,EBK 法通过构造子集和模拟可自动剔除趋势效应(三阶趋势),并自动使其符合正态分布。采用 RMSE、MSDR 分别来衡量各复垦土壤重金属空间预测精度和模型模拟效果。

由图 3 可知,无论是何种重金属,一区东部、二区北部、四区西部均呈现较高的含量,一区和二区西部、三区北部地区含量相对较低。土壤重金属含量较高的区域内现在或曾经分布有众多磺渣堆场,且

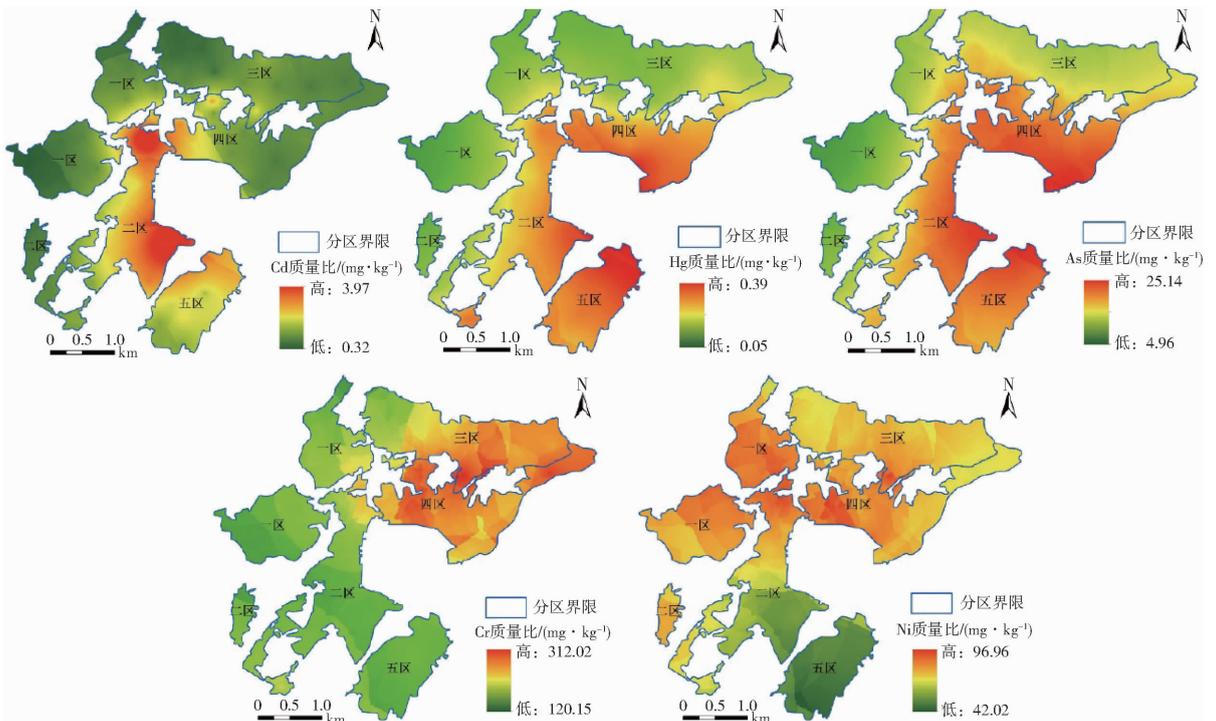


图 3 某硫磺矿废弃地复垦土壤重金属空间分布图

Fig.3 Spatial distributions of heavy metals for reclamation soil of sulfur mining wasteland

地势相对较低。从不同分区的含量大小来看,一区复垦前主要是辅助矿山生产的建设用地,且地势较高,远离冶炼制硫磺污染源,且复垦过程中也进行适当覆土,因此,一区总体含量较低。四区由于长期堆放废弃的磺渣,土壤重金属含量总体偏高。从空间分布的局部特征来看,无论何种重金属,空间分布格局都较为混乱,平滑效应不明显,并非呈规则平滑的带状或者同心圆分布的特征。就各土壤重金属元素而言,Cd元素的经验贝叶斯克里格法预测值处于0.32~3.97 mg/kg之间,在整个研究区内均呈现高含量水平分布,平均质量比在1.16 mg/kg,二区平均含量最高,其次是五区、四区、一区,三区平均含量最小。Hg、As空间分布格局整体具有一定的相似性,呈现二、四和五区较高,其他区域相对较低的格局。Hg元素的经验贝叶斯克里格法预测值处于0.05~0.39 mg/kg之间,平均质量比在0.20 mg/kg,As元素的经验贝叶斯克里格法预测值在4.96~25.14 mg/kg之间,平均质量比在16.67 mg/kg。Cr、Ni空间分布格局较为相似,整体呈现北部高,南部低,但在东西方向上却正好相反,Cr元素呈现西低东高,Ni元素却呈现西高东低,这和图2趋势分析的结果也是一致的。Cr元素的经验贝叶斯克里格法预测值处在120.15~312.02 mg/kg之间,平均质量比在189.31 mg/kg,Ni元素的经验贝叶斯克里格法预测值处于42.02~96.96 mg/kg之间,平均质量比在75.57 mg/kg。

以普通克里格法为对比方法,利用式(4)、(5)计算基于EBK法的复垦土壤重金属全样本RMSE和MSDR,采用交叉检验法,分析空间预测精度和模型拟合效果。基于EBK法的复垦土壤重金属Cd、Hg、As、Cr和Ni的 R_{MSE} 分别为0.1343、0.0108、0.9127、1.6219、2.0331,基于OK法的复垦土壤重金属Cd、Hg、As、Cr和Ni的 R_{MSE} 值分别为1.0125、0.8972、2.0333、2.4568、2.7129,基于EBK法的各复垦土壤重金属的 R_{MSE} 整体较小,且相比于OK法而言,预测精度有较大的提升;但不同复垦土壤重金属预测精度有所差异,EBK法对于Cd、Hg和As元素预测精度较高。复垦土壤重金属Cd、Hg、As、Cr和Ni的 M_{SDR} 值分别为0.595、1.264、3.0519、2.313、1.874、1.4928, M_{SDR} 总体比较接近1,模型拟合效果比较好。综合考虑 R_{MSE} 和 M_{SDR} ,EBK法对于Hg预测效果最好。EBK法可准确预测一般程度上不稳定的数据;对于小型数据集,比其他克里金法更准确。从实测和预测值的均值和极差可看出,两者的均值较为接近,在一定程度上能够体现复垦土壤重金属的突变性和异常值。

3.3 废弃地复垦土壤重金属空间分布格局与复垦措施量化关系

选择能够体现复垦活动的复合型指标复垦方向以及单一指标有效土层厚度和pH值来剖析复垦土壤重金属空间分布与复垦措施的量化响应关系。

3.3.1 不同复垦方向下的复垦土壤重金属含量的差异

不同复垦方向的复垦措施及其复垦标准也不相同,复垦方向为复合型指标,是众多复垦措施的综合体现。研究区复垦方向包括耕地、林地和草地3类,对应的样本数为41、8和9个。为定量分析不同复垦方向间重金属含量差异是否显著,对不同复垦方向组间的Cd、Hg、As、Cr、Ni平均含量进行了方差分析。Levine's方差齐次性检验表明,3组数据满足方差齐性($p < 0.05$),故采用Least-significant difference(LSD)方法进行两两比较(图4)。

由图4可知,复垦为林草地的Cd、Hg、As、Cr、Ni平均含量均高于复垦为耕地。不同复垦方向重金属Cd质量比由小到大依次为耕地(0.80 mg/kg)、林地(2.81 mg/kg)、草地(2.84 mg/kg),林地和草地的Cd含量达到耕地的近4倍。按照《土壤环境标准》(GB 15618—1995),各复垦方向的Cd含量均超二级标准。复垦土壤Cd是复垦区主要重金属污染元素,这和表1的分析结果一致。在后续耕地管护时,应采取进一步降低Cd含量。Hg和As在3种复垦方向间表现出较为一致的特征,由小到大耕地(Hg为0.20 mg/kg;As为16.04 mg/kg)、林地(Hg为0.26 mg/kg;As为20.38 mg/kg)、草地(Hg为0.27 mg/kg;As为22.96 mg/kg)。按照《土壤环境标准》(GB 15618—1995),结合研究区复垦土壤平均pH值(6.28),Hg和As含量均未超过Ⅱ级。不论均值还是方差分析的结果Cr和Ni在不同复垦方向均呈现出极为相似的特征,草地含量明显高于耕地和林地,耕地和林地比较接近。方差分析结果显示,复垦土壤重金属Cd($F = 25.694, p = 0.000 < 0.05$)、As($F = 2.967, p = 0.045 < 0.05$)、Cr($F = 9.392, p = 0.000 < 0.05$)和Ni($F = 2.269, p = 0.0118 < 0.05$)在不同复垦方向组间均呈显著性差异。Hg在不同复垦方向间无明显差异($F = 1.743, p = 0.184 > 0.05$)。

在覆土、平整和撒播生石灰调节pH值等措施作用下,复垦耕地土壤重金属含量相对偏低,林草地相对较高。林地区未采取污染防控措施,而草地区复垦前为磺渣堆场,覆土工程很难长时间的保证土壤免受污染。对于Cr和Ni元素,耕地土壤含量与

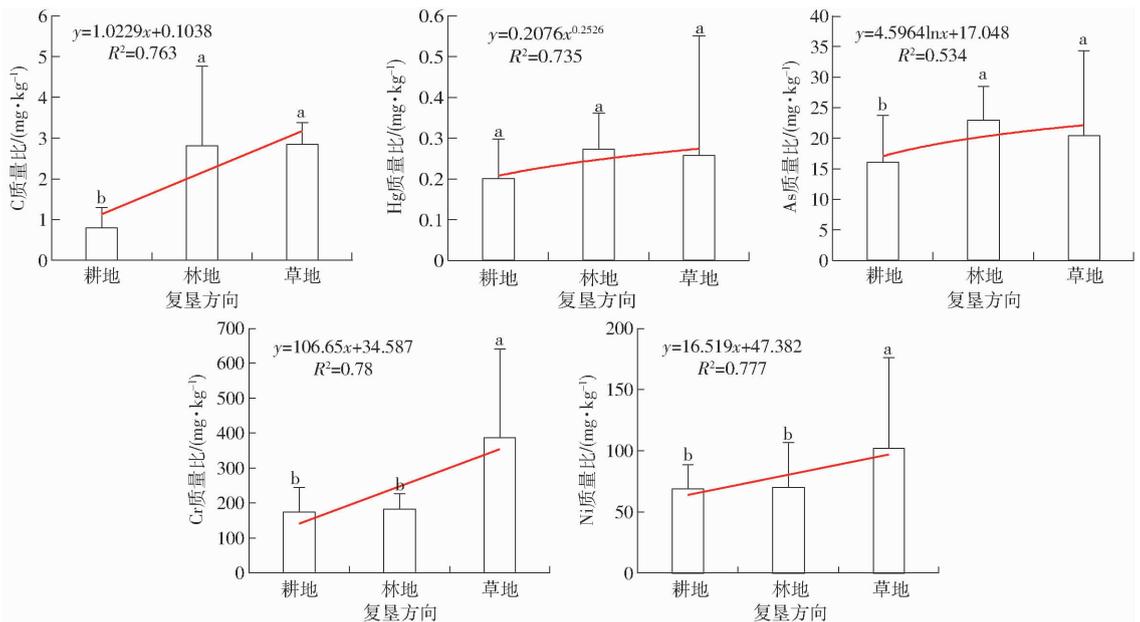


图 4 不同复垦方向下的土壤重金属含量差异性比较

Fig. 4 Difference comparison of content of soil heavy metals in different reclamation directions

未采取污染防控措施林地含量基本相当(图 4), 这说明这种利用方式土壤重金属含量受污染防控措施的影响较小。

3.3.2 不同有效土层厚度下的复垦土壤重金属含量差异

有效土层厚度将直接决定复垦土地质量的状况,也可间接反映复垦过程中覆土厚度。根据《农用地质量分等规程》(GBT28407—2012),将研究区历史遗留工矿废弃地复垦土壤有效土层厚度分成 0~30 cm、30~60 cm、60~100 cm 和大于 100 cm 4 组,对应样本数为 15、8、26 和 9 个。为定量分析不同有效土层厚度间土壤重金属含量差异是否显

著,对 4 组土壤重金属 Cd、Hg、As、Cr、Ni 均值进行方差分析。Levine's 方差奇次性检验表明,4 组 Cd、Hg、As、Cr、Ni 不满足方差奇次方,采用 Games-Howell(A)法进行两两比较(图 5)。

从图 5 可以看出,除重金属 Ni 元素外,随着有效土层厚度的逐渐增加,复垦土壤重金属 Cd、Hg、As 和 Cr 含量基均呈现下降趋势。有效土层厚度 0~30 cm、30~60 cm、60~100 cm、大于 100 cm 的 Cd 元素质量比分别为 (2.12 ± 1.61^a) mg/kg、(1.42 ± 1.11^{ab}) mg/kg、(0.77 ± 0.49^b) mg/kg 和 (0.50 ± 0.10^b) mg/kg,土壤重金属 Cd 含量随有效土层厚度增加呈倍数减少,有效土层厚度大于

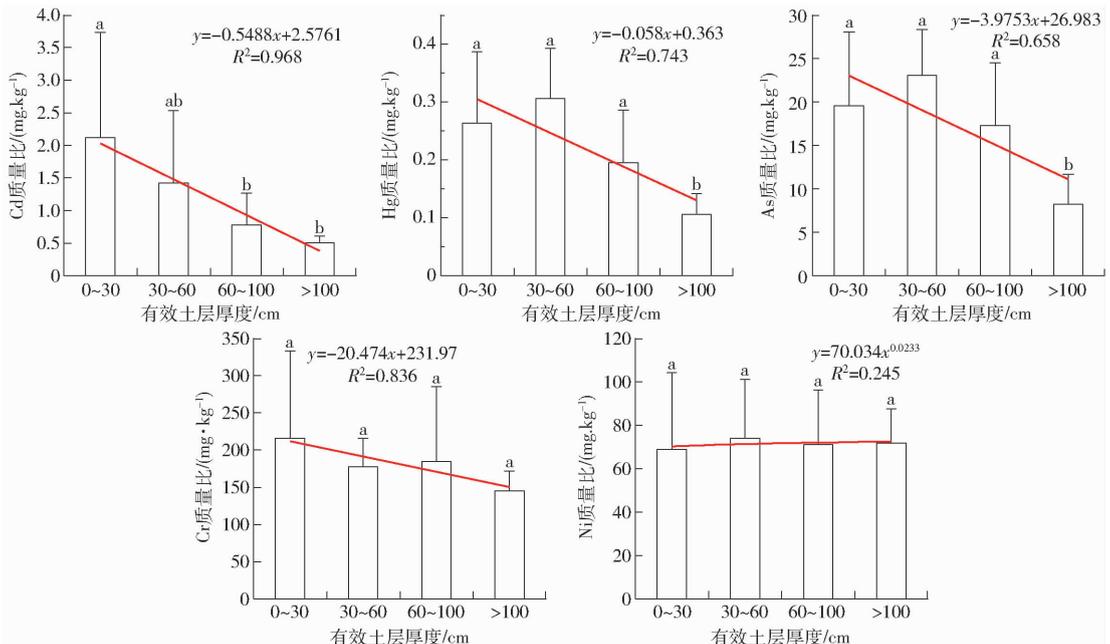


图 5 不同有效土层厚度下的土壤重金属含量差异性比较

Fig. 5 Difference comparison of content of soil heavy metals under different effective soil layer thickness

100 cm 的 Cd 含量不到 0 ~ 30 cm 的四分之一。不同有效土层厚度间土壤重金属 Cd 含量间呈显著性差异 ($F = 7.828, p = 0.0001 < 0.05$), 标准偏差也逐渐变小, 组内更加趋同, 参照《土壤环境标准》(GB 15618—1995), 按所有样本的平均 pH 值 (6.28), 所有有效土层厚度下 Cd 污染程度均在二级以上。有效土层厚度 0 ~ 30 cm、30 ~ 60 cm、60 ~ 100 cm、大于 100 cm 的 Hg 元素质量比分别为 (0.26 ± 0.12^a) mg/kg、 (0.31 ± 0.09^a) mg/kg、 (0.20 ± 0.09^a) mg/kg 和 (0.11 ± 0.04^b) mg/kg, 随着有效土层厚度的增加, 复垦土壤 Hg 元素含量整体呈下降趋势, 组间呈显著性差异 ($F = 7.802, p = 0.0001 < 0.05$), 组内误差也逐渐减小。As 和 Hg 在不同有效土层厚度间表现较为一致, 均呈现 30 ~ 60 cm 有效土层厚度下含量最大, 整体呈现下降趋势; 有效土层厚度 0 ~ 30 cm、30 ~ 60 cm、60 ~ 100 cm 和大于 100 cm 的 As 质量比分别为 (19.58 ± 8.47^a) mg/kg、 (23.05 ± 5.28^a) mg/kg、 (17.31 ± 7.19^a) mg/kg 和 (8.24 ± 3.41^b) mg/kg。研究区复垦过程中覆土厚度均为 50 cm, 有效土层厚度在 30 ~ 60 cm 的区域主要为原采矿的固废堆场和污染场地, 从而表现出有效土层厚度 30 ~ 60 cm 区域的 Hg 和 As 的含量比 0 ~ 30 cm 还高的情况, 这也说明目前采用的覆土厚度 50 cm 过小, 尚无法有效防控重金属的污染。显著性检验

表明, 土壤重金属 Cr ($F = 1.124, p = 0.348 > 0.01$) 和 Ni ($F = 0.056, p = 0.982 > 0.01$) 在不同有效土层厚度间差异均不明显。综合以上, 有效土层厚度在 30 ~ 100 cm 之间土壤重金属无明显差异, 对于后续同地区同类型废弃矿山复垦, 建议覆土厚度的确定应保证实施后有效土层厚度在 100 cm 以上。

3.3.3 不同 pH 值下的复垦土壤重金属含量差异

pH 值与土壤重金属含量及其污染状况关系密切, 在《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995) 中明确要求应结合 pH 值确定土壤重金属的污染等级; 两者关系的相关研究已见众多报道^[42-43], 研究区复垦前为土法炼磺厂, 土壤酸化严重。复垦时向表土层土壤撒施生石灰, 调节了土壤 pH 值。当前研究区 pH 值最大值为 8.33, 最小值为 2.78, 结合《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995) 和《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2006), 将研究区 pH 值分成 0 ~ 5.0、5.0 ~ 6.5、6.5 ~ 7.5 和 7.5 ~ 8.5 共 4 级, 相应样本数分别为 10、25、11 和 12 个。

为定量分析不同 pH 值之间土壤重金属含量差异是否显著, 对 4 组 pH 值的土壤 Cd、Hg、As、Cr、Ni 均值进行了方差分析。Levine's 方差奇次性检验表明, 4 组的 pH 值土壤 Cd、Hg、As、Cr、Ni 数据满足方差奇性 ($p < 0.05$), 故采用 Least-significant difference (LSD) 方法进行两两比较 (图 6)。

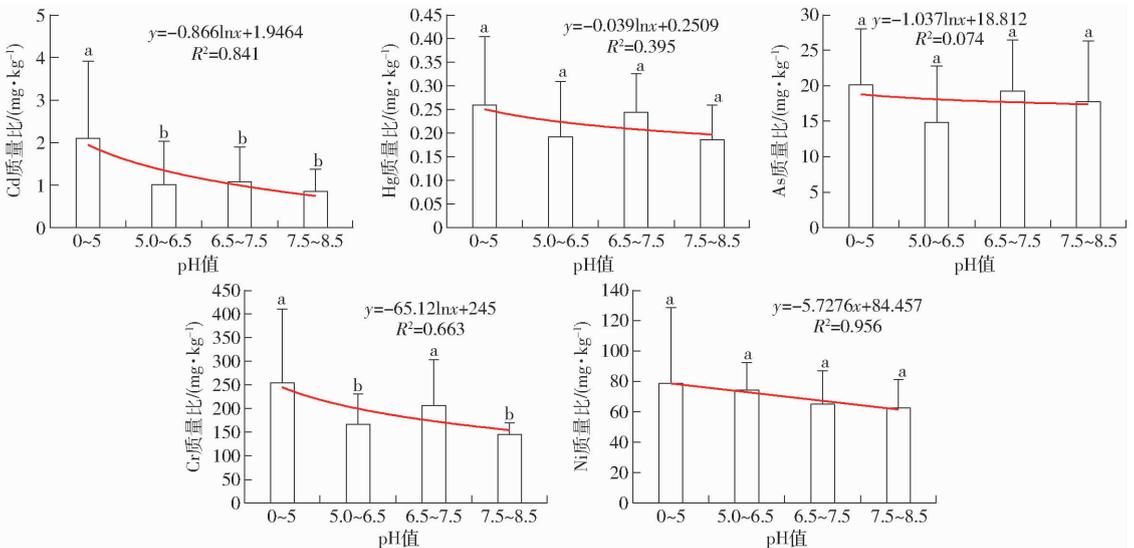


图 6 不同 pH 值下的复垦土壤重金属含量差异性比较

Fig. 6 Comparison of heavy metals in reclaimed soil under different pH values

由图 6 可以看出, 随复垦土壤 pH 值变小, 表层土壤重金属含量总体呈上升趋势。研究区各土壤重金属在不同 pH 值下也存在一定差异, Cd、Cr 和 Ni 趋势和差异性相对明显, Hg、As 和 Cr 元素随着 pH 值变化呈现较为紊乱的特征。pH 值 0 ~ 5、5.0 ~ 6.5、6.5 ~ 7.5、7.5 ~ 8.5 下对应的土壤 Cd

质量比分别为 (2.12 ± 1.61^a) mg/kg、 (1.42 ± 1.11^b) mg/kg、 (0.77 ± 0.49^b) mg/kg 和 (0.50 ± 0.10^b) mg/kg, 随着 pH 值升高, Cd 含量总体呈下降趋势, 组间差异性明显 ($F = 2.91, p = 0.043 < 0.05$), 组内标准偏差越小, 更加趋同; Hg ($F = 2.91, p = 0.043 < 0.05$)、As ($F = 2.91, p = 0.043 < 0.05$)

和 Ni ($F = 2.91, p = 0.043 < 0.05$) 在不同 pH 值下总体上均表现出差异性不明显; 土壤重金属 Cr 随着土壤 pH 值下增加, 减小的趋势更加明显, 组间呈现明显的差异。废弃地复垦土壤属于重构土壤, 其 pH 值和重金属含量间的关系比较复杂, 在人为和自然等众多因素的共同作用下, 整体规律性不强。土壤重金属 Hg、As 和 Cr 含量均表现出在 pH 值 5.0 ~ 6.5 间相对较小的特征, 处于该 pH 值区间的样点主要分布于研究区四周地势较高的区域, 且受历史矿山开采影响相对较小, 从图 2 和图 3 也可看出, 这些区域土壤重金属 Hg、As 和 Cr 元素含量恰恰相对较低。如图 6 所示, pH 值的调节可在一定程度上调控复垦土壤重金属含量, 但对于土法炼磺导致的酸化污染地, 复垦过程中需合理确定 pH 值调节量和时间, 不然会导致土壤反酸, 底层重金属会迁移到表层, 产生表生富集, 应在保证土壤结构不受影响的情况, 长时间维持复垦土壤 pH 值在一定的范围。根据研究区所在区域土壤背景值, 建议 pH 值控制在 7 ~ 8 之间。

4 结论

(1) 采用经典统计学、变异函数理论和经验贝叶斯克里格法相结合的方法开展了相关研究, 不同方法从不同方面系统地揭示了废弃地复垦土壤重金属空间特征, 研究结果相互印证, 空间预测精度和模型拟合效果较好, 结果比较可信。

(2) 5 种土壤重金属的变异系数均较大, Cd 高达 90% 以上, 这也与复垦土壤无序、易变和空间均

匀性和突变性统一的特征相符合。土壤重金属富集系数均在 2 以上, 富集明显; 不同重金属在全局空间上具有一定的相似, 在南北和东西向均基本呈现出两头低和中间高的趋势, 呈现倒 U 字形。除了 Hg 元素外, 代表测量误差、微尺度过程等随机部分带来的空间变异性 (C_0) 均大于结构方差, 即块基比均大于 50%。

(3) 从区域角度上看, 无论是哪种重金属, 一区东部、二区的北部、四区的西部均呈现较高的含量; 一区和二区西部地区含量相对较低。基于贝叶斯克里格法的 R_{MSE} 较小。预测精度较高, M_{SDR} 比较接近 1, 模型拟合效果较好。EBK 可准确预测一般程度上不稳定的数据、对小型数据集, 比其他克里金法更准确。从均值和极差可看出, 预测与实测值的均值较为接近, 在一定程度上能够体现复垦土壤重金属的突变性和异常值。

(4) 对于西南地区的硫磺矿废弃地而言, 复垦为林地和草地的土壤重金属平均含量均高于耕地, 复垦为耕地的需进一步防控重金属污染, 特别是 Cd 元素; 随着有效土层厚度的逐渐增加, 土壤重金属总体呈现下降趋势。有效土层厚度在 30 ~ 100 cm 之间对于阻控土壤重金属无明显差异, 建议复垦过程中采取的覆土厚度应确保覆盖后有效土层厚度在 100 cm 以上。复垦土壤 pH 值越小, 土壤重金属总体呈上升趋势, 通过调控 pH 值来控制重金属含量需要持续维持 pH 值在一定的范围, 研究区复垦土壤 pH 值建议在 7 ~ 8 之间。

参 考 文 献

- JIAO W, CHEN W, CHANG A C, et al. Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: a review[J]. Environmental Pollution, 2012, 168(5): 44 - 53.
- 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 Xiaomin, ZHANG Xiuying, ZHONG Taiyang, et al. Spatial distribution and accumulation of heavy metal in arable land soil of China[J]. Environmental Science, 2014, 35(2): 692 - 703. (in Chinese)
- 海米提·依米提, 祖皮艳木·买买提, 李建涛, 等. 焉耆盆地土壤重金属的污染及潜在生态风险评价[J]. 中国环境科学, 2014, 34(6): 1523 - 1530. YIMIT Haimit, MAMAT Zupiyim, LI Jiantao, et al. Sources explanation, pollution and assessment of potential ecological hazards of heavy metals in the soils of Yanqi basin, China[J]. China Environmental Science, 2014, 34(6): 1523 - 1530. (in Chinese)
- HU K L, ZHANG F R, LI H, et al. Spatial patterns of soil heavy metals in urban-rural transition zone of Beijing[J]. Pedosphere, 2006, 16(6): 690 - 698.
- LIN Y P. Multivariate geostatistical methods to identify and map spatial variations of soil heavy metals[J]. Environmental Geology, 2002, 42(1): 1 - 10.
- 臧星华, 鲁垠涛, 姚宏, 等. 城镇化进程对沈抚新区土壤重金属分布的影响及风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(3): 471 - 477. ZANG Xinghua, LU Yintao, YAO Hong, et al. Distribution and risk assessment of soil heavy metals in Shenyu new city during urbanization process[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2016, 35(3): 471 - 477. (in Chinese)
- 丁倩, 成功. 基于 Kriging 插值的矿区周边土壤重金属空间分布规律研究[J]. 科技视界, 2016(13): 263 - 265. DING Qian, CHENG Gong. Study on spatial distribution of soil heavy metals surrounding the mining area based on Kriging[J]. Science & Technology Vision, 2016(13): 263 - 265. (in Chinese)
- CHENG W, YANG Z, CONG Z, et al. Temporal-spatial variation and source apportionment of soil heavy metals in the representative river-alluviation depositional system[J]. Environmental Pollution, 2016, 216: 18 - 26.

- 9 赵倩, 马琳, 刘翼飞, 等. 北京东南郊典型地层重金属分布特征与潜在生态风险[J]. 环境科学, 2016, 37(5):1931-1937. ZHAO Qian, MA Lin, LIU Yifei, et al. Distribution characteristics and potential ecological hazards assessment of soil heavy metals in typical soil profiles in southeast suburb of Beijing[J]. Environmental Science, 2016, 37(5):1931-1937. (in Chinese)
- 10 ZHOU J, FENG K, PEI Z, et al. Pollution assessment and spatial variation of soil heavy metals in Lixia River region of eastern China[J]. Journal of Soils and Sediments, 2016, 16(3):1-8.
- 11 刘勇, 王成军, 刘华, 等. 铅锌冶炼厂周边重金属的空间分布及生态风险评价[J]. 环境工程学报, 2015, 9(1):477-484. LIU Yong, WANG Chengjun, LIU Hua, et al. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in soil around a lead and zinc smelter [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(1):477-484. (in Chinese)
- 12 MAHMOUDABADI E, SARMADIAN F, MOGHADDAM R N. Spatial distribution of soil heavy metals in different land uses of an industrial area of Tehran (Iran) [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2015, 12(10):3283-3298.
- 13 YAN W, MAHMOOD Q, PENG D, et al. The spatial distribution pattern of heavy metals and risk assessment of moso bamboo forest soil around lead-zinc mine in Southeastern China[J]. Soil & Tillage Research, 2015, 153:120-130.
- 14 HADI H E. Spatial distribution of soil heavy metals in the *Zaida mine* (Morocco) based on Geostatistical methods [J]. International Journal of Advanced Research, 2015, 3(7):337-349.
- 15 XU X, CAO Z, ZHANG Z, et al. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in the surface sediments of the Bohai and Yellow Seas[J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, 110(1):596-602.
- 16 AĞCA N. Spatial distribution of heavy metal content in soils around an industrial area in Southern Turkey[J]. Arabian Journal of Geosciences, 2015, 8(2):1111-1123.
- 17 SAHA N, RAHMAN M S, JOLLY Y N, et al. Spatial distribution and contamination assessment of six heavy metals in soils and their transfer into mature tobacco plants in Kushtia District, Bangladesh[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(4):1-13.
- 18 SHEN R, LI J, YANG M, et al. Spatial distribution of heavy metals in roadside soils based on voronoi diagram: a case study of Wuhan city[J]. Communications in Computer & Information Science, 2015, 482:732-739.
- 19 AHMED F, FAKHRUDDIN A N M, IMAM M D T, et al. Spatial distribution and source identification of heavy metal pollution in roadside surface soil: a study of Dhaka Aricha highway, Bangladesh[J]. Ecological Processes, 2016, 5(1):1-16.
- 20 RODRÍGUEZ-SEIJO A, ANDRADE M L, VEGA F A. Origin and spatial distribution of metals in urban soils[J]. Journal of Soils & Sediments, 2015:1-13.
- 21 王圣伟, 冯娟, 刘刚, 等. 多嵌套空间尺度农田土壤重金属空间变异研究[J/OL]. 农业机械学报, 2013, 44(6):128-135. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20130623&journal_id=jcsam. DOI: 10.6041/j.issn.1000-1298.2013.06.23.
- WANG Shengwei, FENG Juan, LIU Gang, et al. Multi-nesting spatial scales of soil heavy metals in farmland [J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2013, 44(6):128-135. (in Chinese)
- 22 庞妍, 同延安, 梁连友, 等. 矿区农田土壤重金属分布特征与污染风险研究[J/OL]. 农业机械学报, 2014, 45(11):165-171. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20141126&journal_id=jcsam. DOI: 10-6041/j.issn.1000-1298.2014.11.026.
- PANG Yan, TONG Yanan, LIANG Lianyou, et al. Distribution of farmland heavy metals and pollution assessment in mining area [J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2014, 45(11):165-171. (in Chinese)
- 23 王学军, 席爽. 北京东郊污灌土壤重金属含量的克立格插值及重金属污染评价[J]. 中国环境科学, 1997(3):225-228. WANG Xuejun, XI Shuang. Kriging analysis and heavy metal pollution assessment for soil from eastern suburb of Beijing City [J]. China Environmental Science, 1997(3):225-228. (in Chinese)
- 24 李荣华, 冯静, 李晓龙, 等. 陕西某关闭冶炼厂土壤重金属污染评价与工程修复[J/OL]. 农业机械学报, 2015, 46(10):223-228. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20151029&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2015.10.029.
- LI Ronghua, FENG Jing, LI Xiaolong, et al. Heavy metals polluted soil environment assessment and engineering remediation practice in closed smelter in Shanxi Province [J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2015, 46(10):223-228. (in Chinese)
- 25 TIMOTHY C C. Geostatistics for natural resources evaluation[M] // Geostatistics for natural resources evaluation. New York: Oxford University Press, 2000:437-438.
- 26 Gómez-Hernández J J. Geostatistics for environmental applications[J]. Mathematical Geosciences, 2016, 5(1):1-2.
- 27 ABZALOV M. Introduction to geostatistics[M] // Applied mining geology. Berlin: Springer International Publishing, 2016.
- 28 ZHANG S W, HUANG Y F, SHEN C Y, et al. Spatial prediction of soil organic matter using terrain indices and categorical variables as auxiliary information[J]. Geoderma, 2012, 171(2):35-43.
- 29 ABRAHAMSEN P, HAUGE R, KOLBJØRNSEN O. Geostatistics: Oslo 2012[M]. Berlin: Springer Netherlands, 2012.
- 30 张世文, 宁汇荣, 高会议, 等. 基于各向异性的区域土壤有机碳三维模拟与空间特征分析[J]. 农业工程学报, 2016, 32(16):115-124.
- ZHANG Shiwen, NING Huirong, GAO Huiyi, et al. Three-dimensional simulation and spatial characteristics of soil organic carbon based on anisotropy in region[J]. Transactions of the CSAE, 2016, 32(16):115-124. (in Chinese)
- 31 GOOVAERTS P. Geostatistics for natural resource evaluation[J]. Environmental Science, 1997:42.
- 32 GRIBOV A, KRIVORUCHKO K. New flexible non-parametric data transformation for trans-Gaussian Kriging[M] // Geostatistics Oslo 2012. Springer Netherlands, 2012:51-65.

- 33 ERDEM G, ÇAĞDAS S, CANOĞLU M C, et al. Comparison of empirical Bayesian Kriging and geo-Anfis methods for interpolating hydraulic head in a Karst Alluvium [C] // Iemss 2016, International Congress on Environmental Modelling and Software, 2016.
- 34 MWENDA K M. Quantifying uncertainty of spatial interpolation of fine particulate matter in small regions using empirical Bayesian Kriging [C] // International Chemical and Environmental Engineering Conference Iceec, 2014.
- 35 KRIVORUCHKO K. Spatial statistical data analysis for GIS users [M]. Redlands: ESRI Press, 2011.
- 36 ZHANG S W, SHEN C Y, CHEN X Y, et al. Spatial interpolation of soil texture using compositional Kriging and regression Kriging with consideration of the characteristics of compositional data and environment variables [J]. Journal of Integrative Agriculture, 2013, 12(9):1673 - 1683.
- 37 CAMBARDELLA C A, MOORMAN T B, NOBAL J M, et al. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 1994, 58(5):1501 - 1511.
- 38 张世文, 王胜涛, 刘娜, 等. 土壤质地空间预测方法比较 [J]. 农业工程学报, 2011, 27(1):332 - 339.
ZHANG Shiwen, WANG Shengtao, LIU Na, et al. Comparison of spatial prediction method for soil texture [J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(1):332 - 339. (in Chinese)
- 39 张世文, 叶回春, 王来斌, 等. 景观高度异质区土壤有机质时空变化特征分析 [J/OL]. 农业机械学报, 2013, 44(12): 105 - 113. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=1&file_no=20131218&journal_id=jcsam. DOI:10.6041/j.issn.1000-1298.2013.12.018.
ZHANG Shiwen, YE Huichun, WANG Laibing, et al. Temporal and spatial characteristics of soil organic matter for landscape heterogeneity area [J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2013, 44(12):105 - 113. (in Chinese)
- 40 CHAI Xurong, SHEN Chongyang, YUAN Xiaoyong, et al. Spatial prediction of soil organic matter in the presence of different external trends with REML-EBLUP [J]. Geoderma, 2008, 148(2):159 - 166.
- 41 苑小勇, 黄元仿, 高如泰, 等. 北京市平谷区农用地土壤有机质空间变异特征 [J]. 农业工程学报, 2008, 24(2):70 - 76.
YUAN Xiaoyong, HUANG Yuanfang, GAO Rutai, et al. Spatial variability characteristics of farmland soil organic matter in Pinggu District, Beijing, China [J]. Transactions of the CSAE, 2008, 24(2):70 - 76. (in Chinese)
- 42 敖子强, 林文杰, 严重玲, 等. 土法炼锌区土壤重金属形态及其转化 [J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2):564 - 569.
AO Ziqiang, LIN Wenjie, YAN Chongling, et al. Speciation and transformation of heavy metals in the indigenous Zinc smelting area [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, 27(2):564 - 569. (in Chinese)
- 43 余涛, 杨忠芳, 钟坚, 等. 土壤中重金属元素 Pb、Cd 地球化学行为影响因素研究 [J]. 地学前缘, 2008, 15(5):67 - 73.
YU Tao, YANG Zhongfang, ZHONG Jian, et al. Factors affecting the geochemical behavior of heavy metal elements Pb and Cd in soil [J]. Earth Science Frontiers, 2008, 15(5):67 - 73. (in Chinese)

(上接第 428 页)

- 11 杨旭磊, 朱玉川, 费尚书, 等. 超磁致伸缩电静液作动器磁场分析与优化 [J]. 航空动力学报, 2016, 31(9): 2210 - 2217.
YANG Xulei, ZHU Yuchuan, FEI Shangshu, et al. Magnetic field analysis and optimization of giant magnetostrictive electrohydrostatic actuator [J]. Journal of Aerospace Power, 2016, 31(9): 2210 - 2217. (in Chinese)
- 12 BRAGHIN F, CINQUEMANI S, RESTA F. A low frequency magnetostrictive inertial actuator for vibration control [J]. Sensors and Actuators A: Physical, 2012, 180: 67 - 74.
- 13 ZHANG H, ZHANG T, JIANG C. Design of a uniform bias magnetic field for giant magnetostrictive actuators applying triple-ring magnets [J]. Smart Materials and Structures, 2013, 22: 115009.
- 14 HALL D L. Dynamics and vibrations of magnetostrictive transducers [D]. Iowa City: Iowa State University, 1994.
- 15 WANG X, WU J, JIA Z, et al. Mechanical and magnetic analysis of giant magnetostrictive transducer [J]. Applied Mechanics and Materials, 2011, 79: 166 - 171.
- 16 牟星, 唐海军, 高学绪, 等. 超磁致伸缩致动器中偏置磁场的有限元模拟 [J]. 磁性材料及器件, 2014, 45(4): 6 - 10.
MOU Xing, TANG Haijun, GAO Xuexu, et al. Finite element modeling of magnetic bias field for magnetostrictive actuator [J]. Journal of Magnetic Materials and Devices, 2014, 45(4): 6 - 10. (in Chinese)
- 17 YANG Z, HE Z, LI D, et al. Bias magnetic field of stack giant magnetostrictive actuator: design, analysis and optimization [J]. Advances in Materials Science and Engineering, 2016, 2016: 1 - 13.
- 18 董云峰, 曲兴田, 沈传亮, 等. 压电直接驱动式伺服阀 [J]. 吉林大学学报: 工学版, 2006, 36(5): 678 - 680.
DONG Yunfeng, QU Xingtian, SHEN Chuanliang, et al. Servo-valve driven by piezoelectric ceramics [J]. Journal of Jilin University: Engineering and Technology Edition, 2006, 36(5): 678 - 680. (in Chinese)
- 19 QI K, YANG X, CHAO F, et al. Analysis of the displacement amplification ratio of bridge-type [J]. Mechanism and Machine Theory, 2015, 87: 45 - 56.
- 20 凌明祥, 刘谦, 曹军义, 等. 压电位移放大机构的力学解析模型及有限元分析 [J]. 光学精密工程, 2016, 24(4): 812 - 818.
LING Mingxiang, LIU Qian, CAO Junyi, et al. Analytical model and finite element piezoelectric displacement amplification mechanism [J]. Optics and Precision Engineering, 2016, 24(4): 812 - 818. (in Chinese)