中国农业大学学报 2026,31(12):164-179
Journal of China Agricultural University http://zgnydxxb.ijournals.cn

张玉芬,李茹,解雨新,周磊,赵宝平,傅建伟,王永宁. 基于PMF模型的大兴安岭南麓(内蒙古段)农田土壤重金属污染源识别与潜在生态危害评价[J]. 中国农业大学学报,2026,31(12):164-179.
ZHANG Yufen,LI Ru,XIE Yuxin,ZHOU Lei,ZHAO Baoping,FU Jianwei,WANG Yongning. Sources identification and potential ecological risk assessment of heavy metal pollution in farmland soils at the southern foot of the Greater Khingan Mountains (Inner Mongolia section) based on the PMF model[J]. *Journal of China Agricultural University*,2026,31(12):164-179.
DOI: 10.11841/j.issn.1007-4333.2026.12.13

基于PMF模型的大兴安岭南麓(内蒙古段)农田土壤重金属污染源识别与潜在生态危害评价

张玉芬[1] 李 茹[1] 解雨新[1] 周 磊[2] 赵宝平[3*] 傅建伟[4] 王永宁[4]
(1. 内蒙古民族大学 生命科学与食品学院,内蒙古 通辽 028043;
2. 内蒙古民族大学 草业学院,内蒙古 通辽 028043;
3. 内蒙古农业大学 农学院,呼和浩特 010019;
4. 内蒙古农牧业生态与资源保护中心,呼和浩特 010010)

摘 要 为了解内蒙古矿区周边农田土壤重金属污染特征和污染来源,采集大兴安岭南麓(内蒙古段)农田表层土壤140份,使用石墨炉原子吸收分光光度计和原子荧光光度计测定8种重金属(Cr、Pb、Cd、As、Hg、Ni、Cu和Zn)的含量,通过Pearson相关性分析探究不同重金属元素间的关联性,结合克里金空间插值法绘制重金属污染分布图,运用正定矩阵因子分解模型(PMF模型)定量解析污染来源,并引入基于源的潜在生态危害评价模型,实现污染源贡献与生态危害贡献的精准耦合。结果表明:研究区内8种重金属元素的平均含量均未超过农用地土壤污染风险筛选值的阈值,但均高于内蒙古土壤背景值,Cr和Hg空间变异性大,受人类活动影响较大;8种重金属中,Cd和Hg对生态环境的危害较大,属于强生态危害,其余重金属对生态环境的影响较小,属于低生态危害,8种重金属总潜在生态危害处于中等程度。此外,本研究发现:研究区农田土壤重金属主要来源于工业-交通活动、交通活动、农业活动、矿产开采活动和土壤母质风化,各污染源贡献率分别为37.41%、18.10%、13.72%、12.03%和7.75%;各污染源潜在生态风险系数(RI)均值最大的农业源为66.89,其次工业-交通复合源为63.78,再次是交通源和矿产开采源,分别为19.30和11.36,最小的自然源为11.30;农业源是首要管控源,Cd、Hg是首要管控元素。综上,本研究可为内蒙古土壤重金属污染的精细化管控和精准化治理提供科学依据。

关键词 农田土壤; 重金属; 正定矩阵因子分解模型; 潜在生态危害评价
中图分类号 X53;X820.4 **文章编号** 1007-4333(2026)12-0164-16 **文献标志码** A

Sources identification and potential ecological risk assessment of heavy metal pollution in farmland soils at the southern foot of the Greater Khingan Mountains (Inner Mongolia section) based on the PMF model

ZHANG Yufen[1], LI Ru[1], XIE Yuxin[1], ZHOU Lei[2], ZHAO Baoping[3*], FU Jianwei[4], WANG Yongning[4]
(1. College of Life Science and Food, Inner Mongolia Minzu University, Tongliao 028043, China;
2. College of Pratacultura, Inner Mongolia Minzu University, Tongliao 028043, China;
3. Agriculture College, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010019, China;
4. Inner Mongolia Agriculture and Animal Husbandry Ecology and Resource Protection Center, Hohhot 010010, China)

收稿日期:2026-02-02;接受日期:2026-05-22
基金项目:国家现代农业产业技术体系专项(CARS-07);内蒙古自治区重大专项(2021SZD0017)
第一作者:张玉芬(ORCID:0000-0003-3799-9236),副教授,主要从事土壤和产地环境污染管控与修复研究,E-mail:zhyf103078@aliyun.com
通讯作者:赵宝平(ORCID:0000-0002-3406-1413),教授,主要从事土壤和产地环境污染管控与修复研究,E-mail:zhaobaoping82@163.com

Abstract　To understand the characteristics and sources of heavy metal pollution in Inner Mongolia soil, 140 samples of surface soil from farmland at the southern foot of the Greater Khingan Mountains (Inner Mongolia section) were collected. The contents of Cr, Pb, Cd, As, Hg, Ni, Cu, and Zn were detected by graphite furnace atomic absorption spectrophotometry and atomic fluorescence spectrophotometry. Pearson correlation analysis was adopted to reveal the correlations between elements, and Kriging spatial interpolation was combined to draw pollution distribution maps. The positive definite matrix factorization model (PMF) was used to quantitatively analyze pollution sources. A potential ecological risk assessment model based on the source was introduced to achieve precise coupling between pollution source contributions and ecological risk contributions. The results showed that the average contents of heavy metal elements were all lower than the soil pollution risk screening values, but higher than the soil background values of Inner Mongolia. Cr and Hg exhibited high spatial variability and were greatly affected by human activities. Among the heavy metals, Cd and Hg posed significant ecological risk, while the other heavy metals posed low ecological risk; the overall potential ecological risk was at a moderate level. The main sources of heavy metals in the farmland soil of the study area were industrial transportation activities, agricultural activities, mineral mining activities, transportation activities, and weathering of soil parent material. The contribution rates of each pollution source were 37.41%, 18.10%, 13.72%, 12.03%, and 7.75%, respectively. The agricultural source with the highest average potential ecological risk index among all pollution sources was 66.89, followed by the industrial transportation source at 63.78, and then the transportation and mineral extraction sources at 19.30 and 11.36, respectively. The natural source was the smallest at 11.30. Cd and Hg were the priority control elements, while the agricultural source was the priority control source. The research results can provide scientific and reasonable guidance for the precise control of heavy metal pollution in farmland soil in Inner Mongolia.

Keywords　soil; heavy metals; Positive Matrix Factorization (PMF) model; potential ecological hazard assessment

我国土壤污染问题十分严峻，2005年4月至2013年12月全国第一次土壤污染调查表明，以重金属为代表的无机污染物的超标点位占总超标点位数的82.8%，而耕地重金属污染是所有土地利用类型中最严重的，分别占林地、草地和未利用土地污染的近2倍[1]。农田土壤中的重金属被作物根系吸收后，抑制作物生理功能，降低农产品产量与品质，还通过食物链的生物放大效应，在人体内富集达到一定浓度，危及人类健康和生命。然而农田土壤中重金属污染的来源广泛：少部分来源于成土母质岩风化的自然源[2]；绝大部分来源于矿山开采、工业三废排放、汽车尾气排放、农用化学品施用等人类活动[3]。因此，准确把握农田土壤重金属污染状况，开展污染源解析和基于污染源的生态风险评价，对土壤污染治理、改善土壤质量、保障农业可持续发展和人类健康尤为重要。

国内外针对农田土壤重金属污染创建的研究模型主要包括主成分分析/因子分析—多元线性回归（PCA/FA-MLR）、绝对因子得分（APCS-MLR）、正定矩阵因子分解模型（PMF模型）等[4-5]，这些模型可识别各种重金属元素的主要来源并量化其贡献量。

PMF模型能最大限度地保留原始数据信息，是目前国内使用最广泛的源解析方法之一。刘德新[6]等使用PMF模型对开封市污灌与工业复合区农田土壤重金属污染源进行了解析，结果表明研究区土壤中Cr和Ni的积累主要与自然地质背景有关，Pb主要来源于农业污水灌溉和交通运输活动，As主要受自然地质背景和农业污水灌溉的双重影响，Hg主要为工业大气沉降；孙思静等[7]采用PMF模型对云南丽江市农田土壤展开源解析，结果表明研究区内As和Hg主要来源于工业活动，Zn主要来源于交通污染源，Cr和Cu主要来源于自然母质层，Cd和Pb主要来源于农业活动。单一的PMF源解析方法仅能识别出各污染源及其贡献率，无法量化污染危害程度，不确定污染源是否构成生态和健康危害，不能直接识别“高危害污染源”及优先管控目标。已有研究多将源解析受体模型与生态危害评价、人体健康风险评价相耦合，量化不同污染源对生态和人体健康的危害；李雨茹等[8]采用PMF模型对金陵河下游土壤重金属进行源解析，同步耦合潜在生态危害评价模型，定量评估了不同污染源下的生态危害，确定交通源的生态危害最大，为优先控制源，Cd是优先控制元素。这种将源解析受体模型

与生态危害评价相耦合的方法，有效弥补了传统总量评估方法的不足，能够精准量化不同污染源对生态危害的贡献强度，从而准确识别出引发高危害的关键污染源，实现从“识别污染源”到“管控高危害源”的跨越，达到土壤重金属污染的精准防治和精细化管控的目的。大兴安岭南麓作为内蒙古重要的矿产资源集中区，近年来因矿产开采造成了周边土壤和河流沉积物重金属的污染。最新研究显示，该区域某废弃铅锌矿周边土壤中Cd、Zn、Pb、As的地积累指数已达中等至强累积水平[9]；白音诺尔铅锌矿河流表层沉积物的主要污染源为Cd[10]。但关于该区域农田土壤重金属污染的报道较少，对于重金属污染来源的解析及首要污染源管控的研究，尚未有报道。

鉴于此，本研究为揭示内蒙古矿区周边农田土壤重金属污染特征和污染来源，以获得矿区周边农田首要管控源及首要管控元素，拟以大兴安岭南麓（内蒙古段）农田表层土壤中Cr、Pb、Cd、As、Hg、Ni、Cu和Zn为研究对象，采用Pearson相关性分析、克里金空间插值分析、PMF模型以及污染源贡献与生态危害贡献相耦合的方法，探究内蒙古矿区周边农田土壤重金属生态危害等级、潜在生态危害较高的污染元素以及生态危害较高的污染源，以期为内蒙古地区农田土壤重金属污染的科学治理和有效管控提供依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于大兴安岭南端内蒙古赤峰市南部（118°37′01″～118°52′08″ E，41°49′01″～42°4′59″ N），总面积164 km^2，属温带大陆性季风气候，年平均气温6.2 ℃，年积温2 000～3 200 ℃，年均无霜期130 d，年日照2 913.3 h，年均降水量为430 mm，平均海拔800 m。研究区内有粘土矿、煤炭、铜铅锌矿。研究区地理特征为“七山一水二分田”，地势西高东低，由低山和丘陵地带中间夹锡伯河冲积平原组成，土壤类型主要为潮褐土和碳酸盐褐土，种植作物主要为玉米、谷子和马铃薯。研究区内锡伯河自境内穿过，河流两岸密集工矿企业、化工企业、畜禽养殖场、商业网点、居民点，境内有G45大广高速和省道S206穿过，路网密布，交通便利，研究区概况见图1。

1.2 采样点分布及样品采集

研究区农田主要分布在锡伯河两侧，离锡伯河较远的主要为丘陵和山地，因此样点主要布设在锡伯河两侧，锡伯河下游有一座大型铅锌铜矿（图1）。采样点设在自然状态良好、地面平坦、各种因素都相对稳定的农田，坡地、洼地以及具有从属景观特征的农田未设采样点。依据NY/T 1121.1—2006《土壤检测》[11]第1部分：土壤样品的采集、处理和贮存，通过手持GPS导航和定位仪，分别按0.333 km^{2}布设1个采样点（地块面积≥0.333 km^2），不论多大面积均布设1个采样点（地块面积＜0.333 km^2），用随机抽样的方法采集研究区内农田0～20 cm的表层土壤，共采集140份土壤样品。

1.3 土壤样本的预处理及测定

将采集的土壤样本置于避光、通风良好的环境中并定期翻动，直至风干，剔除碎石和植物残体，采用四分法缩分至1 kg，用5 000 r/min超离心研磨仪研磨后，过100目尼龙筛，剔除未通过的粗颗粒中的沙砾、石子，剩余的土壤粗颗粒，继续用5 000 r/min超离心研磨并过100目尼龙筛，重复上述操作，直至土壤全部通过100目尼龙筛。置于自封袋内密封，存放于阴凉干燥处，以备后续分析使用。

土壤pH测定：采用pH计（PHS-25型）测定。土壤中重金属含量的测定：准确称取全部过筛的土壤样品0.5 g，置于微波消解萃取仪消化后，使用原子吸收光度计测定消化液中Cr、Pb、Cd、Ni、Cu、Zn的含量，使用原子荧光光度计测定As、Hg的含量。并采用质控样GSB07-3272—2015控制测量的质量和精度。

1.4 空间分析及验证

克里金插值法是基于“地理位置相近的物体属性相似”的规律，根据未知样点与已知样点的空间距离和方向关系动态赋予原始数据权重系数，采用变异函数和各邻近样点间的位置关系对未知样点做出线性无偏的最小方差估计[12]，实现“有限样本的高效利用”与“位置驱动的精准预测”，既克服了数据样本的有限性，又量化了输出结果的不确定性，使评价结果更具科学性和准确性。采用普通克里金插值法进行重金属空间特征分析，并进行交叉验证。进行克里金插值分析前对数据进行正态分布检验，不符合正态分布的数据通过对数转化处理呈正态分布，在各向同性的情况下，根据决定系数

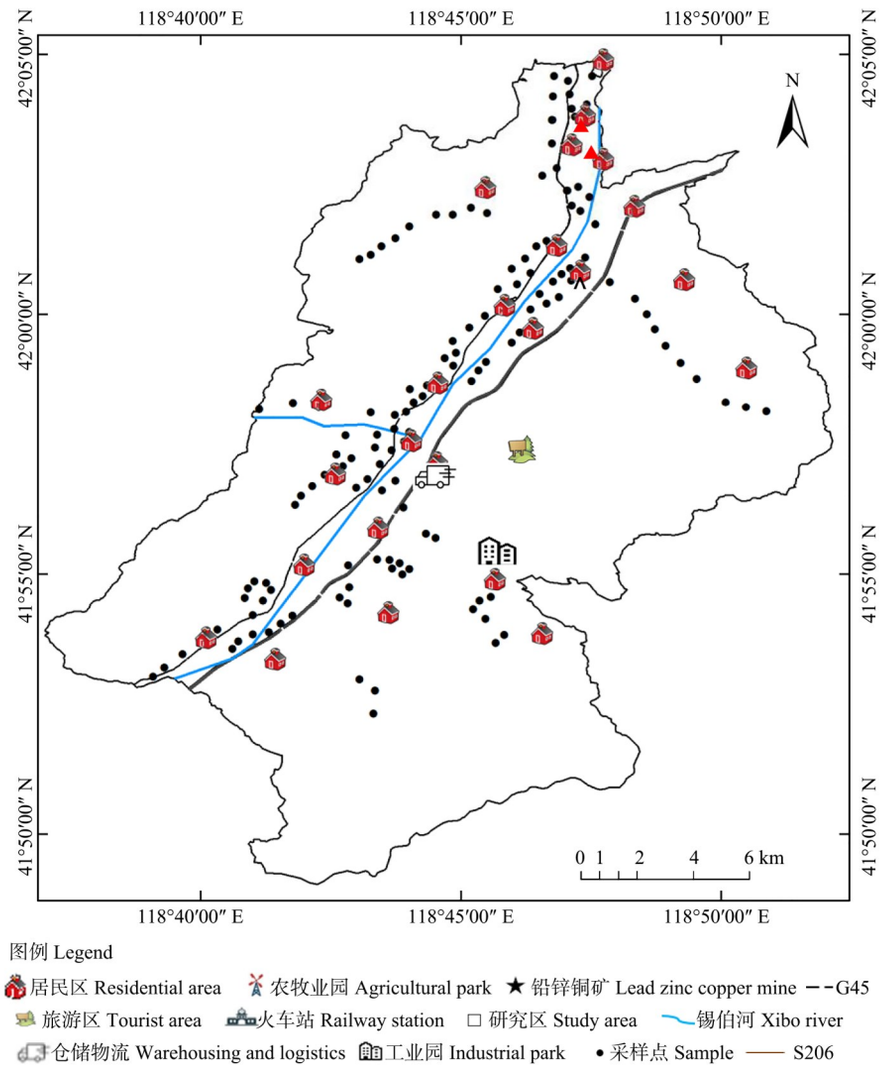


图1　研究区概况及采样点位布局

Fig. 1　Overview of the research area and layout of sampling points

（R^2）最大、残差平方和（RSS）最小的原则获取最优变异函数模型[13]，在此基础上采用半方差函数模型计算重金属元素的函数值，用块金值与偏基台值的比值$C_0/(C_0+C)$表示空间异质性程度。

1.5　正定矩阵因子分解模型

正定矩阵因子分解模型（PMF）是一种利用最小二乘法将重金属浓度数据矩阵分解为因子贡献矩阵、因子成分谱矩阵和残差矩阵[14]，并迭代计算以获得最优解，从而定量解析重金属来源与贡献率的方法。该模型最大限度地保留原始数据信息，确保结果的准确性，预测结果具有较强的解释性。计算公式如下：

$$X_{hi}=\sum_{s}^{t}G_{hs}F_{si}+E_{hi} \tag{1}$$

式中：X为样品的重金属浓度矩阵；X_{hi}为样品h中i元素的含量；G为因子贡献矩阵，G_{hs}表示源s对样品h的贡献强度；F为因子谱矩阵，F_{si}为源s中i元素的含量；E为残差矩阵，表示实际值与模型计算值的差异；t为因子的个数。该模型通过最小化Q值（加权残差平方和）实现最优分解。Q值的计算公式如下：

$$Q=\sum_{h=1}^{n}\sum_{i=1}^{m}\left[\frac{X_{hi}-\sum_{s=1}^{t}G_{hs}F_{si}}{U_{hi}}\right]^2 \tag{2}$$

式中：U_{hi}为样品h中i元素的不确定度大小。计算公式如下：

$$U_{hi}=\sqrt{(\mathrm{RSD}\times C_i)^2+(\mathrm{LOD}\times 0.5)^2} \tag{3}$$

式中：C_i为重金属实测浓度（mg/kg）；RSD为相对标

准偏差；LOD为仪器能够检测出的重金属最低浓度即检出限，Cr、Pb、Cd、As、Hg、Ni、Cu、Zn的LOD分别为0.14、0.07、0.08、0.48、0.05、0.43、0.06和0.06 mg/kg。

在运用PMF模型进行分析的过程中，结合研究区基本特征，设置了2～6个潜在因子数，每个因子数分别进行了20次独立的迭代运算，以全面捕捉不同来源的贡献情况。模型中的Q值计算结果有两种，分别是Q_{true}和Q_{rob}，Q_{true}为使用原始数据计算的残差平方和，Q_{rob}为剔除异常数据后计算的残差平方和，采用Q_{true}与Q_{rob}的比值Q_{true}/Q_{rob}表示结果的可靠性。

1.6 潜在生态危害评价模型

潜在生态危害系数法从生态毒理学和沉积学角度，综合考虑重金属的毒理效应、环境效应、生态效应及多元素协同效应[15]，全面、准确地评估重金属污染对生态系统的潜在危害。分为单一重金属潜在生态危害系数E_i和总潜在生态危害系数RI，计算公式如下：

$$E_{\mathrm{i}}=T_{\mathrm{i}}\times\frac{C_{\mathrm{i}}}{B_{\mathrm{i}}} \tag{4}$$

$$\mathrm{RI}=\sum_{\mathrm{i}=1}^{\mathrm{n}}E_{\mathrm{i}}=\sum_{\mathrm{i}=1}^{\mathrm{n}}T_{\mathrm{i}}\times\frac{C_{\mathrm{i}}}{B_{\mathrm{i}}} \tag{5}$$

式中：E_i为重金属元素i的潜在生态危害系数；RI为重金属总潜在生态危害系数；C_i为土壤重金属元素的实测值，mg/kg；B_i为内蒙古地区重金属元素的背景值，mg/kg，8种重金属元素的背景值[16]见表1；T_i为重金属元素的毒性因子，Cr、Pb、Cd、As、Hg、Ni、Cu、Zn的T_i取值分别为2、5、30、10、40、5、5和1；n为重金属元素个数。潜在生态危害等级：$E_i<40$为低生态危害，$40\leqslant E_i<80$为中等生态危害，$80\leqslant E_i<160$为强生态危害，$160\leqslant E_i<320$为较强生态危害，$E_i\geqslant320$为极强生态危害；RI<150为低生态危害，150≤RI<300为中等生态危害，300≤RI<600为较强生态危害，RI≥600为极强生态危害[17]。

依据PMF模型，综合考虑重金属来源及贡献率，建立基于源的潜在生态危害评价方法[18]。计算公式如下：

$$\mathrm{RI}_{hi}^{t}=\sum_{\mathrm{i}=1}^{\mathrm{n}}E_{hi}^{t}=\sum_{\mathrm{i}=1}^{\mathrm{n}}T_{\mathrm{i}}\times\frac{C_{hi}^{t}}{B_{\mathrm{i}}}=\sum_{\mathrm{i}=1}^{\mathrm{n}}T_{\mathrm{i}}\times\frac{C_{hi}^{t*}\times C_i}{B_{\mathrm{i}}} \tag{6}$$

式中：RI_{hi}^{t}为样品i中污染源t的总生态危害；E_{hi}^{t}为样品h中污染源t对重金属i的生态危害；C_{hi}^{t}为样品h中污染源t对重金属i的质量贡献，mg/kg；C_{hi}^{t*}为样品h中污染源t对重金属i的贡献率。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量特征分析

2.1.1 重金属含量统计学特征分析

对研究区农田土壤中重金属含量的集中趋势和离散程度等特征进行分析，结果见表1。可知：8种重金属元素Cr、Pb、Cd、As、Hg、Ni、Cu、Zn平均含量分别是53.41、36.36、0.19、10.57、0.09、30.37、31.39和60.38 mg/kg，其中平均含量最高的是Zn，最低的是Hg；8种重金属元素检测结果的平均浓度均低于国家标准GB15618—2018《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准（试行）》[19]规定

表1 土壤重金属含量统计学特征分析

Table 1 Statistical characteristics analysis of heavy metal content in soil

重金属类别 Heavy metal type	浓度范围/（mg/kg） Concentration range	浓度平均值/（mg/kg） Concentration average value	标准偏差 Standard deviation	变异系数 Coefficient of variation	背景值[16] mg/kg Background value[16]	风险筛选值[19] mg/kg Risk screening value[19]
Cr	35.90～90.71	53.41	33.11	0.62	41.40	250.00
Pb	18.31～71.10	36.36	10.12	0.28	17.20	170.00
Cd	0.08～0.72	0.19	0.09	0.47	0.053	0.60
As	2.69～36.30	10.57	4.55	0.43	7.50	25.00
Hg	0.02～0.58	0.09	0.07	0.78	0.04	3.40
Ni	12.04～50.08	30.37	7.87	0.26	19.50	190.00
Cu	11.59～78.18	31.39	11.63	0.37	14.10	100.00
Zn	8.37～158.04	60.38	24.37	0.40	59.10	300.00

的相应pH下土壤污染风险筛选值，但Cd和As的最大值均高于风险筛选值，Cd、As存在点位或局部较重污染，因此要做好特定区域土壤Cd、As监测工作；8种重金属元素的平均浓度都超过了内蒙古地区土壤背景值，Cr、Pb、Cd、As、Hg、Ni、Cu、Zn平均含量分别是背景值的1.29倍、2.11倍、3.58倍、1.41倍、2.25倍、1.56倍、2.23倍和1.02倍。此外，各重金属变异系数的大小顺序为：Hg（0.78）＞Cr（0.62）＞Cd（0.47）＞As（0.43）＞Zn（0.40）＞Cu（0.37）＞Pb（0.28）＞Ni（0.26）；Cr、Hg的变异系数≥0.5，属于强变异（CV≥0.5），Cd、As、Zn、Cu、Pb、Ni的变异系数为0.2～0.5，属于中等强度变异（0.2＜CV≤0.5）。上述结果说明研究区农田土壤Cd、As污染相对较重，Cr、Hg空间变异性较大，受人类活动影响较大。

2.1.2　土壤重金属含量的空间分布特征

对研究区农田土壤中重金属元素进行克里金插值分析，获得8种重金属元素的最优变异函数模型及半方差函数相关参数，结果见表2。可知：8种重金属元素的模型决定系数均＞0.6，RSS均＜400；除Ni元素外，其余7种重金属均不符合正态分布，转化后的数据均符合正态分布；Cr、Cd、Zn符合球面函数模型，Pb、Ni、Cu符合高斯函数模型，As、Hg符合指数函数模型；块基比$C_0/(C_0+C)$比值越高，表明随机因素（人类活动）越强，空间相关性越弱，反之则结构性因素（如地形地貌、成土母质等）变异占主导，当块基比＞0.75时，由随机因素引起的空间变异程度较大，而由结构性因素引起的空间变异程度较小，当块基比为0.25～0.75，随机变异与结构性变异共同作用[20]；8种重金属中除Cd、Cu、Zn的块基比＞0.75之外，其余重金属的块金比均为0.25～0.75，说明Cd、Cu、Zn由随机因素引起的空间变异程度较大，其余重金属元素由随机因素和结构性因素共同作用引起的变异。

表2　最优半方差函数模型及参数

Table 2　Optimal semi-variance function model and its parameters

重金属类别 Heavy metal type	分布 Distribution	模型 Model	决定系数 R^2	残差平方和 RSS	块金值 C_0 Nugget	偏基台值 C_0+C Partial base station value	块基比 $C_0/(C_0+C)$ Block basis ratio	主变程/km Main variable range
Cr	ND	S	0.776	121.861	0.009	0.006	0.600	0.012
Pb	ND	G	0.734	102.556	0.016	0.014	0.533	0.027
Cd	ND	S	0.655	269.483	0.049	0	1.000	0.009
As	ND	E	0.796	108.649	0.017	0.014	0.548	0.007
Hg	ND	E	0.837	99.802	0.088	0.052	0.629	0.016
Ni	LND	G	0.623	382.755	32.362	19.268	0.627	0.007
Cu	ND	G	0.642	314.574	0.081	0.008	0.910	0.033
Zn	ND	S	0.638	134.557	0.124	0.030	0.805	0.033

注：ND，正态分布；LND，对数正态分布；S，球面函数；E，指数函数；G，高斯函数。

Note: ND, normal distribution; LND, log-normal distribution; S, spherical function; E, exponential function; G, Gaussian function.

为了进一步检验克里金插值最优半方差函数模型的预测精度和可靠性，采用交叉验证对8种重金属元素的插值结果进行检验，结果见表3。可知：标准平均值均接近于0，标准均方根均接近于1；8种重金属元素的预测值均接近于测定值，测定值/预测值的比值接近于1，进一步表明8种重金属元素变异函数理论模型的拟合性较好。

研究区8种重金属元素的克里金插值空间分布如图2所示。可知：Pb由南向北呈现较明显的梯度变化，高值区分布在交通干道、河流附近，且该地区化工厂较多，故推测交通道路汽车尾气沉降和工业活动可能对Pb的积累有影响；Cu、Zn的空间分布较相似，高值区均出现在研究区东北部，该地区有铅锌铜矿，故推测矿业活动对Cu、Zn的积累有影响；Cd、As、Hg的空间分布较相似，高值区出现在研究区西南部，可能与该区域大型现代农业园区的种植和养殖活动有关；Cr的高值区分布在交通干道、河流两侧，且距离交通干道、河流较远，可见Cr含量与

表 3 重金属元素最优半方差函数模型交叉验证结果

Table 3 Cross-validation results of the optimal semi-variance function models for heavy metal

重金属类别 Heavy metal type	平均值 Average value	均方根 Root mean square	标准平均值 Average standard value	标准均方根 Root-mean-square standardized
Cr	0.078	7.110	0.001	1.046
Pb	0.048	2.792	0.012	0. 980
Cd	−0.003	0.069	−0.051	1.217
As	0.026	1.994	−0.009	1.084
Hg	−0.002	0.047	−0.021	1.037
Ni	−0.039	7.600	−0.005	1.017
Cu	−0.148	9.738	−0.030	1.039
Zn	0.056	22.09	−0.011	0.873

重金属类别 Heavy metal type	平均标准误差 Mean standard error	测定值/(mg/kg) Measured value	预测值/(mg/kg) Predictive value	测定值/预测值 Measured value/predictive value
Cr	6.709	51.21	50.44	1.02
Pb	2.676	23.22	22.58	1.03
Cd	0.048	0.21	0.22	0.95
As	1.856	9.48	9.68	0.98
Hg	0.037	0.07	0.08	0.88
Ni	7.458	24.45	25.71	0.95
Cu	9.753	22.07	22.93	0.96
Zn	25.141	53.64	52.52	1.02

交通活动关系不大;Ni含量大体分布在交通干道、河流附近,但含量较低;研究区Ni、Cu的整体含量较低。总之,Cd、As、Hg的含量在研究区西南部相对较高,东北部相对较低,主要受农业活动的影响。

2.2 土壤重金属含量的生态危害评价

8种重金属元素潜在生态危害系数(E_i)平均值由大到小依次为:Cd(108.22)>Hg(89.33)>As(14.83)>Cu(11.13)>Pb(10.57)>Ni(7.79)>Cr(2.60)>Zn(1.03)。可见:8种重金属中Cd、Hg为强生态危害;其余重金属处于低生态危害。8种重金属总潜在生态危害系数(RI)的平均值为245.50,处于中等生态危害程度。

2.3 土壤重金属来源解析

2.3.1 重金属元素含量相关性分析

研究区8种重金属元素含量的相关性分析结果见图3。可见:Cd与As、Cd与Hg、As与Hg三者之间呈极显著正相关($P\leqslant0.01$),其相关系数均>0.5,尤其是Cd与As的相关性系数高达0.81,说明它们之间具有共同的来源或相似的迁移转化机制;Cr与Pb、Ni、Cu,Pb与Cd、As、Hg、Ni,Cu与Ni、Zn,Ni与Pb之间也呈极显著正相关($P\leqslant0.01$),但相关系数较低,均<0.5,说明重金属元素之间的来源有一定的相关性;除Cd、Zn之外,Cr与其他重金属元素均呈显著或极显著正相关,说明Cr的来源广泛,可能来自多种污染源[21]。Cd与Cr、Ni、Cu、Zn,Ni与Cd、As、Hg,Cu与Pb、Cd、Hg,Zn与Cr、Pb、Cd、As、Hg相关性较弱或呈负相关,表明它们可能具有不同的来源或迁移机制,甚至存在拮抗作用[22]。

2.3.2 PMF模型分析

PMF模型对土壤重金属污染来源解析中,Q_{true}/Q_{rob}表示源解析结果的可靠性,Q_{true}/Q_{rob}<1.2:表明结果几乎不受异常值影响,可信度最高;1.2≤Q_{true}/Q_{rob}<1.5:表明结果基本可靠,可进一步验证;Q_{true}/Q_{rob}≥1.5:表明结果不可靠,需排查异常数据或调整不确定度设置。该研究源解析结果表明,当因子数为5时,8种重金属元素的残差值均集中于−3~3,且Q_{true}/Q_{rob}<1.5,因此采用5个因子解析重金属污染的来源。为了进一步验证PMF模型的适用性,分析了模型的预测值与实际污染源监测值,结果见表4。可知:8种重金属元素的预测值与实测值之比

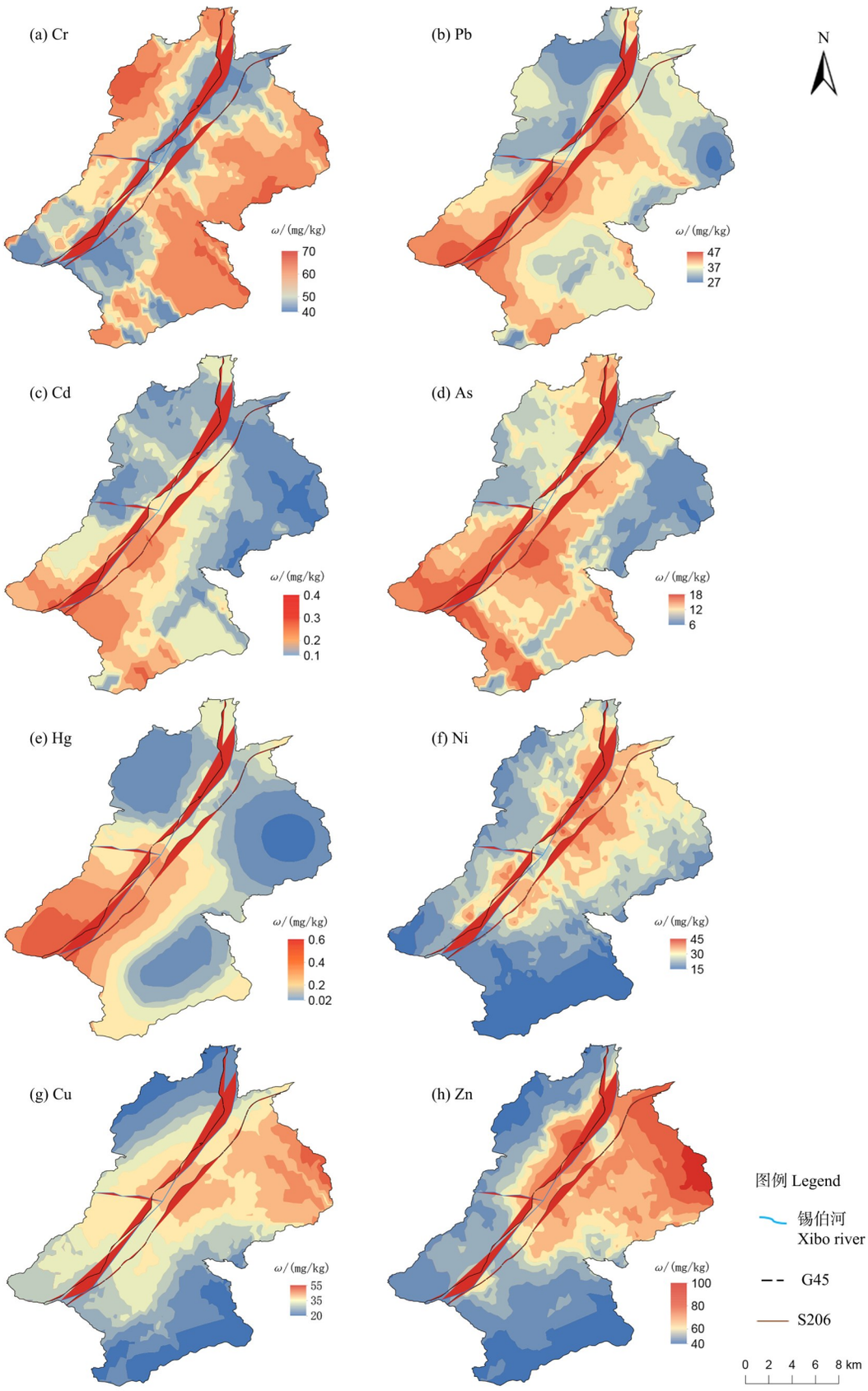
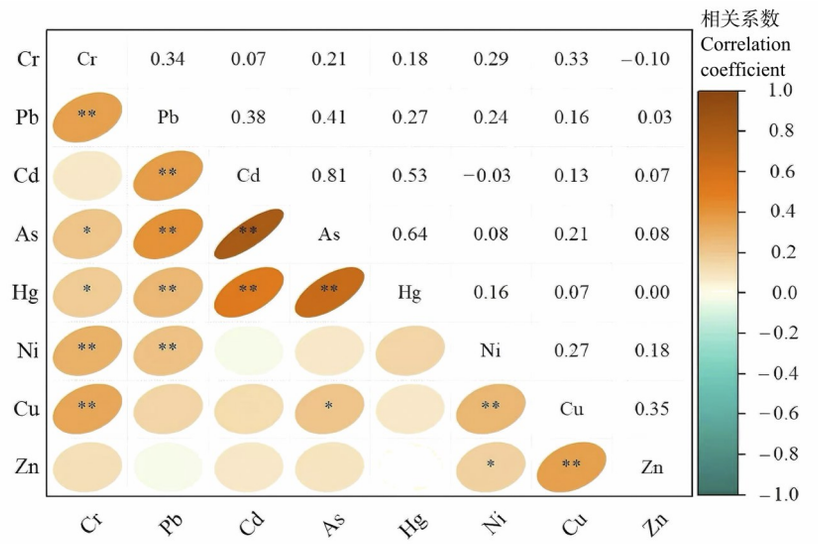


图 2　农田土壤重金属空间分布

Fig. 2　Geographical distribution of heavy metal in farmland soil



椭圆面积大小表示相关性大小，椭圆的不同方向表示：椭圆左下向右上倾斜代表正相关，不倾斜代表负相关；* $P\leqslant 0.05$，** $P\leqslant 0.01$。

The size of the ellipse represented the magnitude of the correlation, and the ellipse tilted from the lower left to the upper right indicated positive correlation, while a non-tilted one represented negative correlation. * $P\leqslant 0.05$, ** $P\leqslant 0.01$。

图 3 土壤重金属含量相关性分析

Fig. 3 Correlation analysis of heavy metal content in soil

表 4 PMF 模型的交叉验证结果

Table 4 Validation of PMF model

重金属类别 Heavy metal type	预测值/(mg/kg) Predictive value	实测值/(mg/kg) Measured value	预测值/实测值 Predictive value/Measured value	R^2
Cr	58.06	57.40	1.01	0.73
Pb	39.93	40.20	0.99	0.89
Cd	0.15	0.16	0.94	0.81
As	17.92	17.30	1.04	0.85
Hg	0.17	0.18	0.94	0.80
Ni	45.14	45.00	1.00	0.98
Cu	61.07	60.80	1.00	0.99
Zn	107.85	109.00	0.99	0.99

接近 1，说明预测值接近于实测值，且各元素的实测浓度与预测浓度线性回归的决定系数：$R^2>0.73$，说明采用 PMF 模型能较好地识别和解析各类污染源[23]。

PMF 模型解析结果见图 4～6。可知 5 个因子的贡献率呈现显著差异。其中，因子 1 贡献率达 37.41%，因子 2 为 18.10%，因子 3 为 13.72%，因子 4 为 12.03%，因子 5 为 7.75%，各因子累积贡献率达到 89.01%，这表明该模型已有效捕获土壤中绝大部分污染来源。因子 1 中以 Pb、Cd、As、Hg 为主要特征元素，其贡献率分别为 32.81%、37.63%、37.54% 和 42.11%；因子 2 呈现 Pb-Ni 复合污染特征，其中 Pb 贡献率达 57.79%，Ni 贡献率为 39.36%；因子 3 则表现为 As-Hg 协同污染模式，贡献率分别为 41.03% 和 53.38%；因子 4 中 Cu、Zn 载荷较高，分别为 22.44% 和 61.89%；因子 5 中 Ni、Zn 贡献率较高，分别为 29.62% 和 51.58%。因此，不同重金属对各因子贡献率不同，说明各重金属污染来源不同。

2.4 基于源解析的土壤重金属生态危害空间分异

通过 PMF 模型量化各污染源对重金属的贡献率，结合潜在生态危害评价体系，揭示不同污染源

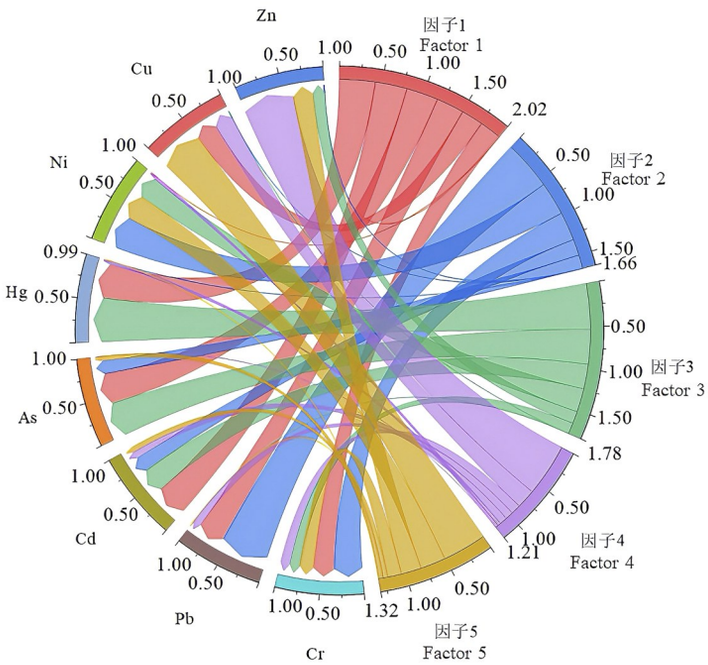


图 4　重金属与污染因子的和弦图

Fig. 4　Chord diagram of heavy metal and pollution factors

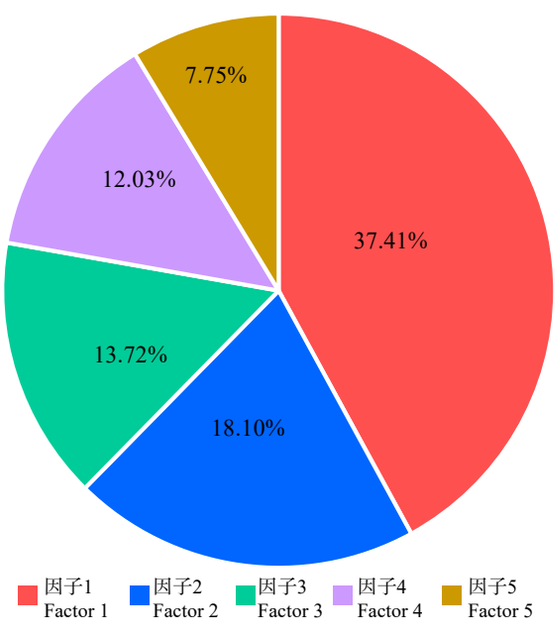


图 5　各因子对污染的贡献比例

Fig. 5　The contribution rate of various factors to pollution

导致生态危害的空间分异特征，见图 7。可知：不同污染因子平均潜在生态危害系数(RI 值)的大小顺序为：因子 3(66.89)＞因子 1(63.78)＞因子 2(19.30)＞因子 4(11.36)＞因子 5(11.30)，各因子对生态危害的贡献率分别为：38.74%，36.95%，11.18%，6.58% 和 6.55%。因此，因子 3 的潜在生态危害最高，是首要管控源；因子 4 和因子 5 的潜在生态危害较低。从图 7 可以看出，因子 1 的高值区分布在研究区西北部和东南部，可能是中部大型工业园排出的废水沿锡伯河向北部流去，导致北部重金属积累，也有可能是研究区中部汽车站、火车站和物流仓储园的交通工具排出的废气或轮胎磨损

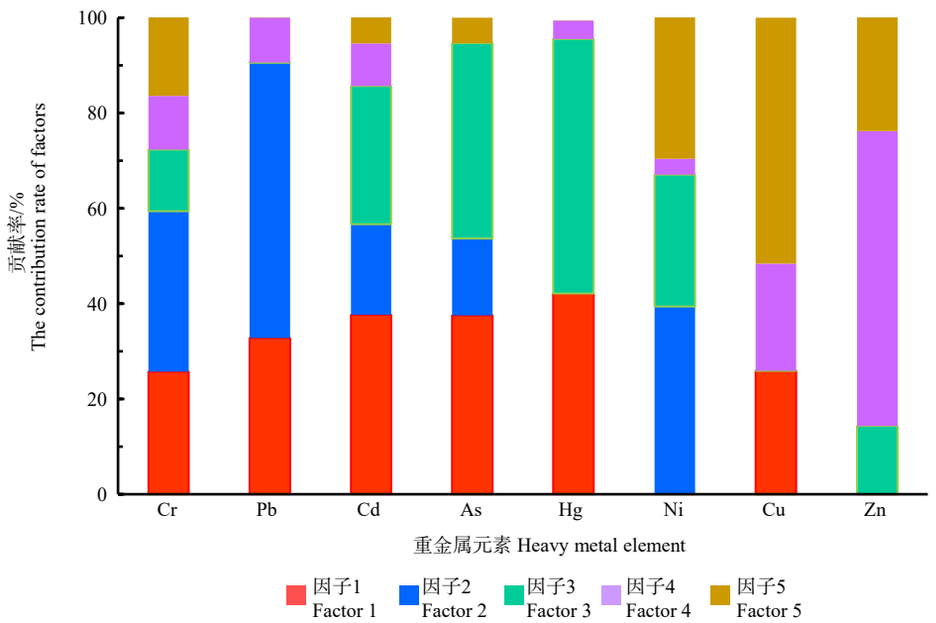


图 6 重金属对各因子的贡献率

Fig. 6 The contribution rate of heavy metal to factors

造成的;因子 2 的高值区出现在研究区中部,可能是中部汽车站、火车站和物流仓储园的交通工具较多引起的;因子 3 和因子 4 的高值区分布在研究区西南部,河流和交通干道附近,可能受研究区南部大型现代农牧业产业园的影响;因子 5 的高值区分布在研究区东北部。研究区重金属元素分布与生态危害关联性分析表明:西南部高含量 Cd、As、Hg 导致生态风险升高,可能与西南部密集的人口活动、农业耕作及工业排放密切相关;东北部 Ni、Cu、Zn 富集则与土壤性质及矿产开发活动存在潜在联系。

3 讨 论

研究区农田土壤重金属元素检测结果的平均值高于内蒙古农田土壤背景值,除个别点位 Cd、As 的检测结果超过了 pH>7.5 条件下的风险筛选值外,其余重金属含量均未超过该标准规定的限值。Cr、Hg 的变异系数均>0.5,显示出较强的空间变异性,推测 Cr、Hg 元素在土壤中的含量分布极不均匀,受人类活动扰动的可能性较大[24-25],很可能源于研究区内工业排放、农业活动以及交通排放等活动的综合影响,导致重金属在局部区域出现富集。李珊[26]等研究表明农药化肥的施用、矿产资源的开采、工业三废的排放和交通排放等人为活动,是导致土壤中 Hg、Pb、Cd、Cr、Ni 等重金属元素积累和污染的主要来源,与本研究结果一致。8 种重金属中除 Cd、Hg 为强生态危害,其余重金属处于低生态危害;极个别点位 As 含量虽超过了土壤污染风险筛选值,但 As 的毒性系数相对 Cd、Hg 较低,所以 As 的潜在生态危害为低生态;Hg 虽然没有点位超过土壤污染风险筛选值,但由于其毒性较强,仍处于强生态风险,由此可见没有点位超标,未必对环境和人体是安全的,需综合考虑其毒性。

根据土壤重金属源解析结果,因子 1 的主要贡献元素 Pb、Cd、As、Hg,贡献率分别为 32.81%、37.63%、37.54% 和 42.11%。相关性分析表明 Cd、As、Hg 之间呈极显著正相关($P\leqslant 0.01$),且相关性系数均>0.5,尤其是 Cd、As 的相关性系数高达 0.81,说明它们之间的来源相同;从空间分布特征来看,Cd、As 在研究区中部呈现出相似的富集趋势,均形成了明显的浓度高值区;这是因为研究区中部有大型工业园,主要从事氟化工产品加工、有色金属冶炼、金属废料和碎屑加工等工业活动,此外汽车站、火车站、物流仓储园和旅游区也分布在中部,人口相对密集,重金属会随着工业三废和汽车尾气的排放进入农田,导致农田土壤富集;吴文伟[27]等的研究也表明金属冶炼、化工产品加工等工业活动会将废水、废液、废渣排放到周边环境,造成周边土壤重金属污染;因此,因子 1 被识别为工业-

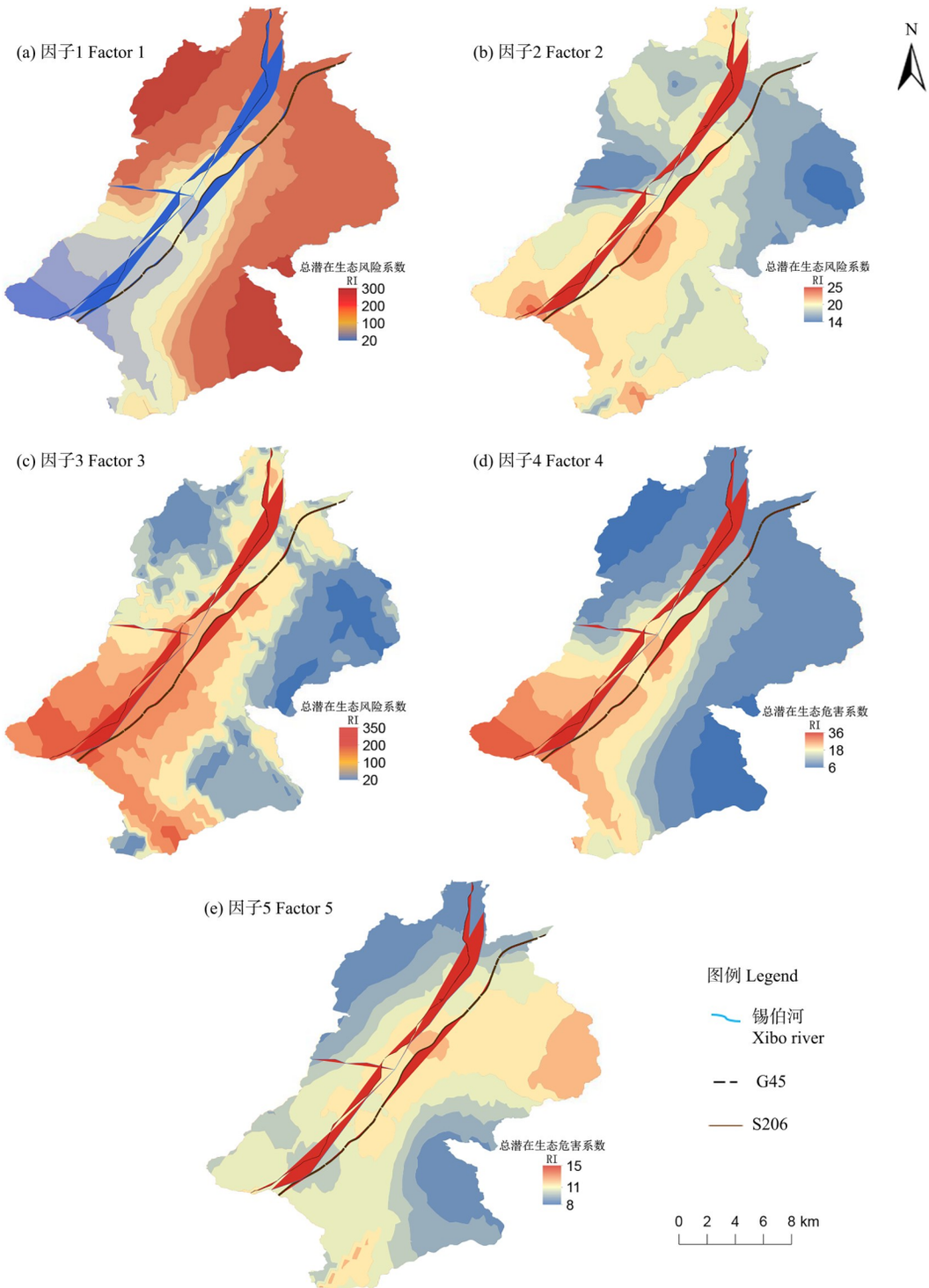


图 7　基于PMF模型的不同污染因子的土壤重金属生态危害空间分布

Fig. 7　Spatial distribution of soil heavy metal ecological risk based on different pollution factors using the PMF model

交通复合污染源。Pb、Ni是因子2的主要载荷元素，其贡献率分别为57.79%和39.36%；Pb与Ni之间呈极显著正相关，空间分布也较相似，均表现为在交通干道、河流附近的含量相对较高；结合刘玮晶等[28]的研究——车辆刹车和轮胎的机械磨损、汽车尾气排放等交通源是土壤Pb和Ni等重金属的重要来源；因此，认定因子2为交通源。因子3中As和Hg载荷较高，贡献率分别为41.03%、53.38%；相

关性结果也表明As、Hg呈极显著正相关，其相关系数为0.64；As和Hg高值区均位于研究区西南部，研究区西南部有大型现代农牧业产业园，主要从事畜禽养殖和现代化种植，农药喷洒、化肥施用和污水灌溉等农业活动较频繁，农业活动中使用的畜禽粪便、农药和化肥是导致土壤重金属积累的主要因素，这与Zhang等[29]的研究发现相吻合，表明这些农业投入品是土壤重金属污染的主要来源之一；因此，因子3被确定为农业污染源。因子4的主要载荷元素是Cu、Zn，分别为22.44%和61.89%；由前述可知，Cu、Zn属于中等强度变异，被认为一定程度上受人类活动影响，相关性分析结果显示Cu与Zn之间呈极显著正相关（$P\leqslant0.01$），表明这两个元素的同源性很高；其空间分布也很相似，它们的含量在研究区东北部相对较高，而研究区北部有铅锌铜矿，这些矿产资源的开采、冶炼和锻造过程中会导致周边农田土壤中Cu、Zn的富集，已有研究表明农田土壤中的Cu、Zn与矿产开采有关[30]；因此，因子4被鉴别为矿产开发源。因子5中Ni、Cu贡献率较高，分别为29.62%和51.58%；Ni、Cu主要分布在研究区北部，在研究区北部有零星的高值区，整体含量均较低；研究区土壤中Ni、Cu的变异系数相对较小，结合陈永贵等的研究成果[31]，可以推断其来源可能主要与成土母质的风化作用有关；因此，将因子5断定为自然源。

相关性分析显示，Cr与其他重金属元素存在一定的关联性，这表明其来源可能具有多样性；有研究表明，Cr的来源不仅受控于岩石风化、成土母质分解等地球化学行为的制约，也受到农业活动、工业活动等人类活动的影响[32]；本研究表明重金属污染来源呈现差异化特征，Cr的来源具有多样性，包括工业-交通复合源、交通源、农业源、矿产开发源和自然源；Pb主要来源于工业-交通复合源和交通源；Cd受工业-交通复合源、交通源和农业源的共同影响；As、Hg主要受工业-交通复合源和农业源的协同作用，Ni主要来源于交通源、农业源和自然源；Cu主要来源于工业-交通复合源、矿产开采源和自然源的综合作用；Zn受矿产开采源和自然源的复合作用。这进一步表明，研究区重金属污染是自然地质背景与人类活动共同作用的结果，需针对不同来源制定差异化管控措施。

研究区土壤重金属的5种污染源对潜在生态危害的贡献率存在显著差异，农业源贡献最高（38.74%），其次为工业-交通源（36.95%）、交通源（11.18%），贡献较小的是自然源（6.55%）和矿产开采源（6.58%），表明农业活动对土壤生态危害的潜在影响最大；而PMF源解析结果显示，农业源对重金属污染的贡献率仅为13.72%，二者差异较大；主要原因是Cd、As、Hg的毒性系数较高，元素的毒性高低对重金属潜在生态危害有一定影响，进一步证实了污染源的贡献率大小与生态危害的大小并不一定呈正相关[32]。基于生态危害模型计算的交通源、矿产开采源的贡献率与PMF源解析技术识别的交通源和矿产开采源的贡献率也存在一定的差异，工业-交通源、自然源对潜在生态危害的贡献率与PMF源解析结果相近。因此，在制定土壤污染管控策略时，需同时考虑污染源的贡献率及其生态危害效应，基于源的生态危害评估更加准确；农业源造成的潜在生态危害最高，是首要管控源。

对农业源具有较高载荷的元素是Cd、As、Hg，研究区内Cd、Hg为强生态危害。研究表明，高浓度的Cd、Hg会对植物产生多重负面影响，如阻碍叶绿素合成、损伤根系细胞膜结构，从而削弱叶片的光合作用与呼吸功能，环境中的Cd、Hg可通过空气吸入、皮肤接触等途径进入人体，可能对肾脏、肝脏、神经系统及骨骼健康造成严重损害，长期接触会出现“致畸、致癌、致突变”的风险[33]。综上所述，Cd、Hg是研究区土壤生态风险需要首要管控的污染元素，而农业生产活动是重金属污染的主要来源。研究区应加强畜禽粪便的回收处理，做好企业三废的排放处理，避免进入锡伯河，防止污水灌溉农田，实施化肥农药减量增效行动，以降低农业源对土壤的生态风险。

本研究基于PMF模型对农田土壤重金属污染源进行解析，成功识别出农业源、工业-交通混合源、交通源等主要污染类型，并通过与潜在生态危害模型耦合，精准识别出首要管控元素和首要管控源，为农田土壤重金属污染防控提供了科技支撑。为进一步提升污染源解析的精准度，后续研究将引入同位素示踪技术，探索PMF与随机森林、神经网络等机器算法的耦合应用。

4 结 论

为揭示内蒙古矿区周边农田首要管控源及首要管控元素，以大兴安岭南麓（内蒙古段）农田表层

土壤中Cr、Pb、Cd、As、Hg、Ni、Cu和Zn为研究对象，探究内蒙古矿区周边农田土壤重金属生态危害等级、潜在生态危害较高的污染元素以及生态危害较高的污染源。主要结论如下：

1）研究区土壤中8种重金属元素检测结果的平均值都超过了内蒙古土壤背景值，但均未超过相应pH下国家土壤污染风险筛选值。Cr、Hg的变异系数＞0.5，表明其空间分布具有强变异性。

2）研究区土壤重金属主要来源于工业-交通源、交通源、农业源、矿产开采源和自然源。工业-交通源是首要污染源，贡献率达37.41%；其次为交通源（18.10%）、农业源（13.72%）、矿产开采源（12.03%），而自然源的贡献率最低，仅为7.75%，如图8所示。

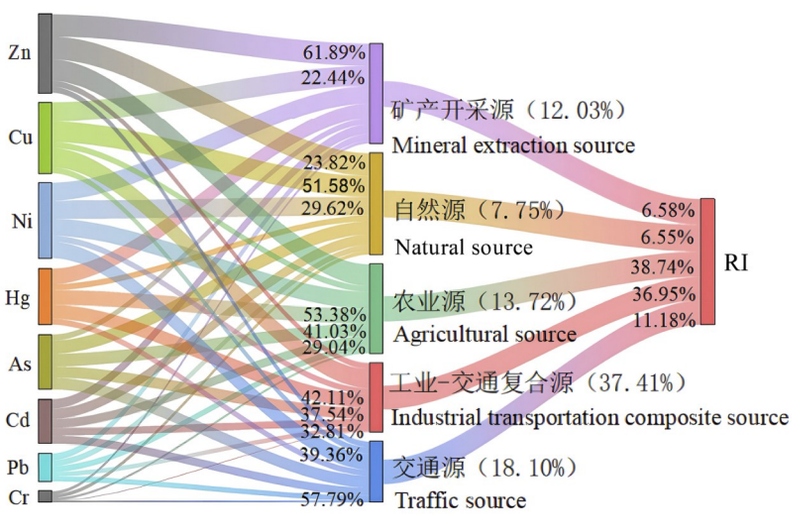


图 8　重金属对污染源的贡献率及污染源对潜在生态危害的贡献率

Fig. 8　The contribution rate of heavy metal to pollution sources and pollution sources of potential ecological risks

3）研究区各污染源潜在生态危害系数（RI）均值呈现显著差异，排序为：农业源＞工业-交通源＞交通源＞矿产开采源＞自然源。其中，Cd、Hg是首要管控元素，农业源是首要管控源，如图8所示。

4）“源—潜在生态风险”的耦合用于定量识别不同污染源对重金属潜在生态风险的贡献，不仅能识别重金属污染来源，更能量化各污染源的生态风险，可以实现“精准溯源、靶向防控”。

参考文献　References

[1] 陈能场，郑煜基，何晓峰，李小飞，张晓霞. 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业，2014(5)：10-11
Chen N C, Zhen Y J, He X F, Li X F, Zhang X X. Bulletin on the investigation of soil pollution in China[J]. *China Environmental Protection Industry*, 2014(5): 10-11 (in Chinese)

[2] 许文，周潇云，张玥，周杰甫，孙园园，师华定，白璐. 土壤重金属污染源清单研究现状及进展[J]. 农业环境科学学报，2024，43(11)：2472-2486
Xu W, Zhou X Y, Zhang Y, Zhou J F, Sun Y Y, Shi H D, Bai L. Review on the status and progress of soil heavy metals emission inventory[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(11): 2472-2486 (in Chinese)

[3] Yan B B, Li X F, Yang J, Wang M, Zhang R L, Song X Y. Assessment of health risks based on different populations and sources of heavy metals on agricultural lane in Tengzhou City by APCS-MLR models[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2024, 46(11): 443

[4] Li C, Chen X, Cheng H, Zheng L G. Identification of heavy metal sources and health risk assessment in coal mining area soils using mercury isotopes and positive matrix factorization (PMF) model[J]. *Sustainability*, 2025, 17(10): 4334

[5] Yang Z K, Zhang T J, Tan S D. Comprehensive assessment of pollution status, health risks and source apportionment of heavy metals in surface wetland soils of Yellow River Delta using Monte Carlo simulation and positive matrix factorization[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2024, 47(1): 29

[6] 刘德新，孟凡磊，段海静，李一蒙，马建华. 基于APCS-MLR和PMF的污灌与工业复合区农田土壤重金属来源解析[J]. 环境科学，2024，45(8)：4812-4824
Liu D X, Meng F L, Duan H J, Li Y M, Ma J H. Analysis of heavy metal sources in farmland soil of sewage irrigation and industrial complex area based on APCS-MLR and PMF[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(8): 4812-4824 (in Chinese)

[7] 孙思静，董春雨，张好，杨海婵，黄祖志，韩宇，张乃明，包立. 基于PMF模型和地理探测器的土壤重金属源解析及影响因素分析[J]. 环境科学，2024，45(9)：5474-5484
Sun S J, Dong C Y, Zhang H, Yang H C, Huang Z Z, Han Y, Zhang N M, Bao L. Source and influencing factor analysis of soi lheavy metals based on PMF model and GeoDetector[J]. *Environmental Science*, 2024, 45(9): 5474-5484 (in Chinese)

[8] 李雨茹，段伟杰，董嘉臻，张军. 基于PMF模型和地理探测器的金陵河下游

土壤重金属源风险评价[J]. 环境科学, 2025, 46(4): 2512-2524
Li Y R, Dun W J, Dong J Z, Zhang J. Risk assessment of soil heavy metal sources in the lower reaches of jinling river based on PMF model and geodetector[J]. *Environmental Science*, 2025, 46(4): 2512-2524 (in Chinese)

[9] 李多杰, 孙厚云, 卫晓锋, 黄行凯, 陈自然, 李健, 郭颖超. 内蒙古兴安盟某铅锌矿土壤重金属空间分布特征与生态风险评价[J]. 矿产勘查, 2021, 12(4): 1030-1039
Li D J, Sun H Y, Wei X F, Huang X K, Chen Z R, Li J, Guo Y C. Distribution, Accumulation and Ecological risk of heavy metals in the soil of a lead zinc mine in Xing'an League, Inner Mongolia[J]. *Mineral Exploration*, 2021, 12(4): 1030-1039 (in Chinese)

[10] 余楚, 李剑锋, 张翼龙. 河流表层沉积物重金属赋存形态及生态风险评价: 以内蒙古白音诺尔矿区为例[J]. 东北师大学报:自然科学版, 2022, 54(3): 131-137
Yu C, Li J F, Zhang Y L. Morphological characteristics and ecological risk assessment of heavy metals in river surface sediments in Baiyinnuoer mine, Inner Mongolia[J]. *Journal of Northeast Normal University : Natural Science Edition*, 2022, 54(3): 131-137 (in Chinese)

[11] NY/T 1121.1—2006 土壤检测第1部分 土壤样品的采集、处理和贮存[S]. 北京: 中国农业出版社, 2006
NY/T 1121.1—2006 Soil testing part 1: Soil sampling, processing and reposition[S]. Beijing: China Agricultural Press, 2006 (in Chinese)

[12] Cui M Y, Hou E K, Lu T, Hou P F, Feng D. Study on spatial interpolation methods for high precision 3D geological modeling of coal mining faces[J]. *Applied Sciences*, 2025, 15(6): 2959

[13] Li S, Zhang Y M. An integrated model of log-normal ordinary Kriging interpolation-based source-specific human health risk assessment (LSR) for soil heavy metal pollution: Insights from an abandoned industrial area in China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2025, 197(11): 1204

[14] Shao F L, Li K N, Ouyang D, Zhou J W, Luo Y T, Zhang H B. Sources apportionments of heavy metal(loid)s in the farmland soils close to industrial parks: Integrated application of positive matrix factorization (PMF) and cadmium isotopic fractionation[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 924: 171598

[15] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001

[16] 国家环境保护局. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 330-368
Environmental Protection Agency. *Background value of soil elements in China*[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990: 330-368 (in Chinese)

[17] 檀明明, 孟昭军, 刘曼红, 吴成丹, 冯刚, 谢兴宇, 翟信, 李颜颜, 李欣素. 不同恢复期湿地土壤重金属残留分析与生态风险评价[J]. 中南林业科技大学学报, 2025, 45(8): 123-131
Tan M M, Meng Z J, Liu M H, Wu C D, Feng G, Xie X Y, Zhai X, Li Y Y, Li X S. Analysis and ecological risk assessment of heavy metal residues in wetland soils at different recovery stages[J]. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 2025, 45(8): 123-131 (in Chinese)

[18] Adeleke A T, Odunaike R K, Talabi A T, Alausa S K, Ajiboye O, Ajetunmobi A E. Ecological risk assessment of heavy metal contaminants at an electronics dumpsite in Ikorodu, Lagos, Nigeria[J]. *Equity Journal of Science and Technology*, 2024, 11(1): 16-21

[19] GB 15618—2018 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S]. 北京: 中国环境出版社, 2018
GB 15618—2018 Soil environmental quality: risk control standards for soil pollution in agricultural land (trial)[S]. Beijing: China Environment Press, 2018 (in Chinese)

[20] 李欢, 张沁瑞, 闫广新, 黄勇. 2005—2018年北京平原区土壤汞时空特征及其影响因素[J]. 地球科学与环境学报, 2023, 45(1): 93-103
Li H, Zhang Q R, Yan G X, Huang Y. Tempo-spatial characteristics of soil mercury in Beijing Plain, China from 2005 to 2018 and their influence factors[J]. *Journal of Earth Sciences and Environment*, 2023, 45(1): 93-103 (in Chinese)

[21] 曲林博, 席海洋, 齐鹏, 程文举, 陈雨晴, 郝玉莲, 王哲辉. 黑河中下游重金属污染物空间分布特征及污染源解析[J]. 环境科学学报, 2025, 45(5): 314-323
Qu L B, Xi H Y, Qi P, Cheng W J, Chen Y Q, HaoY L, Wang Z H. Spatial distribution characteristics of heavy metal pollutants in the middle and lower reaches of the Heihe River and analysis of pollution sources[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2025, 45(5): 314-323 (in Chinese)

[22] Xia J Y, Gao L M, Yang J X. Analysis of heavy metal sources in xutuan mining area based on APCS-MLR and PMF model[J]. *Applied Sciences*, 2025, 15(8): 4249

[23] 马杰, 沈智杰, 张萍萍, 刘萍, 刘今朝, 孙静, 王玲灵. 基于APCS-MLR和PMF模型的煤矸山周边耕地土壤重金属污染特征及源解析[J]. 环境科学, 2023, 44(4): 2192-2203
Ma J, Shen Z J, Zhang P P, Liu P, Liu J Z, Sun J, Wang L L. Pollution characteristics and source apportionment of heavy metals in farmland soils around the gangue heap of coal mine based on APCS-MLR and PMF receptor model[J]. *Environmental Science*, 2023, 44(4): 2192-2203 (in Chinese)

[24] Ling X, Sun Q F, Liu T, Guo L, Hu C, Li C. Research and risk assessment on heavy Metal Pollution in soil of Wutai Region, China[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2024, 33(6): 6245-6257

[25] 杜丹丹, 高瑞忠, 房丽晶, 谢龙梅. 旱区盐湖盆地土壤重金属空间变异及对土壤理化因子的响应[J]. 生态环境学报, 2023, 32(6): 1123-1132
Du D D, Gao R Z, Fang L J, Xie L M. Spatial variation of soil heavy metals and their responses to physicochemical factors of salt lake basin in arid area[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2023, 32(6): 1123-1132 (in Chinese)

[26] 李珊, 杨济妮, 苏贵金, 李倩倩, 孟晶, 史斌. 基于Catboost算法的中国典型农业区重金属污染特征及影响因素分析[J]. 环境化学, 2024, 43(10): 3377-3387
Li S, Yang J N, Su G J, Li Q Q, Meng J, Shi B. Analysis of heavy metal pollution characteristics and influencing factors in China's typical agricultural areas based on Catboost algorithm[J]. *Environmental Chemistry*, 2024, 43(10): 3377-3387 (in Chinese)

[27] 吴文伟, 沈城, 沙晨燕, 林匡飞, 吴健, 谢雨晴, 周璇. 城市工业地块土壤重金属污染风险评价与源解析[J]. 生态环境学报, 2024, 33(5): 791-801
Wu W W, Shen C, Sha C Y, Lin K F, Wu J, Xie Y Q, Zhou X. Soil heavy metal enrichment characteristics, risk assessment, and source analysis in redevelopment areas during urban industrial plots[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2024, 33(5): 791-801 (in Chinese)

[28] 刘玮晶, 许伟伟, 任静华, 华明, 崔晓丹, 李文博, 周强, 汪子意, 汪媛媛. 长三角城市群典型区土壤重金属时空变异及源解析[J]. 环境工程学报, 2025, 19(2): 414-425
Liu W J, Xu W W, Ren J H, Hua M, Cui X D, Li W B, Zhou Q, Wang Z Y, Wang Y Y. Spatiotemporal variability and source apportionment of soil heavy metals in an urban cluster of the Yangtze River Delta, China[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2025, 19(2): 414-425 (in Chinese)

[29] Zhang X F, Wang L Y, Meng X Z. Application evaluation of APCS-MLR and PMF in source apportionment of heavy metals in farmland soil[J].

Journal of Soils and Sediments, 2025, 25(11): 3360-3368

[30] 杨宇, 周佳俊, 郭婷婷, 丁洪伟, 刘孝利. 基于小流域尺度的矿区农田土壤重金属源解析[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(9): 1956-1963
Yang Y, Zhou J J, Guo T T, Ding H W, Liu X L. Source analysis of heavy metal pollution in farmland soil in a mining area based on a small watershed scale[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(9): 1956-1963 (in Chinese)

[31] 陈永贵, 邹一, 贺勇, 付俊, 吴灿萍. 基于APCS-MLR模型和UNMIX模型的农田土重金属源解析[J]. 同济大学学报: 自然科学版, 2025, 53(1): 54-64
Chen Y G, Zou Y, He Y, Fu J, Wu C P. Analysis of heavy metal sources in farmland soil downstream of heap leaching field based on APCS-MLR model and UNMIX model[J]. *Journal of Tongji University : Natural Science*, 2025, 53(1): 54-64 (in Chinese)

[32] 柳峰, 李龙飞, 刘雨博, 魏静, 侯召硕, 陈瑞轩, 张欣然. 河北省某铅锌矿区周边耕地土壤重金属污染评价及来源分析[J]. 干旱区资源与环境, 2023, 37(1): 136-142
Liu F, Li L F, Liu Y B, Wei J, Hou Z S, Chen R X, Zhang X R. Evaluation and sources of heavy metal pollution in soils of cultivated land around a lead-zinc mine area in Hebei Province[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2023, 37(1): 136-142 (in Chinese)

[33] Širić I, Šimić P, Mihanović D, Kumar P. Soil contamination and health risk assessment of cadmium and lead exposure from four wild mushrooms in the Petrova Gora region, Croatia [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2025, 197(9): 1044

责任编辑：杨爱东



第一作者简介：张玉芬，博士，内蒙古民族大学生命科学与食品学院副教授。主要从事土壤和产地环境污染管控与修复研究；主持省部级以上课题4项，参与国家自然科学基金项目5项；近5年以第一作者或通讯作者在核心期刊发表学术论文10余篇；出版专著2部；授权国际发明专利1项、实用新型专利1项。



通讯作者简介：赵宝平，博士，教授，博士生导师，现任内蒙古农业大学农学院副院长。国家燕麦荞麦产业技术体系副首席，农业农村部杂粮专家指导组成员、农业农村部耕地污染防治联合攻关专家组成员；兼任中国农学会耕作制度分会理事、中国作物学会燕麦荞麦专业委员会理事（副秘书长）、《作物学报》青年编委、*Farming System*、《麦类作物学报》编委。入选教育部重大人才工程校企联聘学者、农业农村部“神农青年英才”。长期从事土壤和产地环境污染管控与修复研究。主持国家重点研发计划项目、国家自然科学基金项目、自治区科技重大专项课题等项目10余项；获内蒙古科技进步奖一等奖等多项科技奖励；发表研究论文150余篇，出版专著4部；编制技术标准20余项，育成新品种9个。