

乌鲁木齐市水磨河沿岸土壤重金属污染现状及评价

马辉英^{1,2}, 杨晓东^{1,2}, 龚雪伟^{1,2}, 陈悦^{1,2}, 吕光辉^{2,3}

(1. 新疆大学资源与环境科学学院, 乌鲁木齐 830046; 2. 绿洲生态教育部重点实验室, 乌鲁木齐 830046; 3. 新疆大学干旱生态环境研究所, 乌鲁木齐 830046)

摘要: 选择干旱区典型城市河流乌鲁木齐市水磨河为研究区, 结合经典统计学与地统计学相关方法理论, 研究了乌鲁木齐市水磨河沿岸土壤重金属含量的分布特征及其污染评价。结果表明: 水磨河沿岸土壤重金属含量在土层深度上差异较小; 从土地利用方式来看, 人为活动明显干扰重金属在沿岸土壤分布中的含量变化, 重金属元素间的相关关系在一定程度上反映着几种重金属的同源性 & 差异性; 主成分分析表明, Cu 和 Zn 为水磨河沿岸土壤特征重金属元素, 且重金属因子负载图表明 Cu 和 Zn 含量存在多因素控制; 从空间分布来看, 水磨河表层土壤重金属含量分布高值点位置基本相似, 主要在河流南端(上游硫磺沟附近) 并与河道遇水库、遇支流有关, 高值点主要集中在青格达湖、塔桥湾水库、九道湾水库和硫磺沟附近; 水磨河沿岸不同土层重金属的单因子污染指数平均值均小于 1, 整体表现为未污染状态; 内梅罗综合污染指数分别为 1.26(0—20 cm), 1.20(20—40 cm), 1.32(40—60 cm), 介于 $1.0 < P \leq 2.0$ 之间, 处于Ⅲ级, 为轻度污染; 各土层对不同重金属具有较高的承载力, 属中容量区, 水磨河沿岸整体土壤重金属环境质量良好。综上可知, Cu 和 Zn 是主要的污染重金属元素, 重金属污染受到工厂分布、河流改道及水库建设等人为活动影响。综合不同评价结果认为, 目前水磨河沿岸土壤处于未受污染或轻度污染状态, 环境质量良好。

关键词: 水磨河; 沿岸土壤; 重金属

中图分类号: X26; X82

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2016)06-0300-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2016.06.050

Status Quo and Evaluation of Heavy Metal Pollution in the Riparian Soils of the Shuimo River in Urumqi

MA Huiying^{1,2}, YANG Xiaodong^{1,2}, GONG Xuewei^{1,2}, CHEN Yue^{1,2}, LÜ Guanghui^{2,3}

(1. College of Resources and Environment Science, Xinjiang University, Urumqi 830046; 2. Key Laboratory of Oasis Ecology, Urumqi 830046; 3. Institute of Arid Ecology and Environment, Xinjiang University, Urumqi 830046)

Abstract: The study area was Shuimo River, a typical urban river in the arid area in Urumqi. Heavy metal contents and distribution characteristics in the riparian soils of the Shuimo River were studied, and heavy metal pollution was evaluated, by combining classical statistics and geo-statistics correlation method. The results showed that the contents of heavy metals differed slightly at different soil depths. From the aspect of land use mode, human activities significantly interfered with the change of heavy metal content in the riparian soils, the correlations between heavy metals reflect the homology and diversity of several heavy metals to some degree. The results of principal component analysis indicated that Cu and Zn were the characteristic heavy metals which were controlled by multiple factors. From the aspect of spatial distribution, the peak value points of the distribution of heavy metals in the surface soil was similar, being mainly at the southern tip of the river. Single factor pollution indices of heavy metals in the riparian soils at different depths were all less than one, indicating that the soil was not polluted. Nemerow integrated pollution index in the riparian soils at different depth was 1.26 (0—20 cm), 1.20 (20—40 cm) and 1.32 (40—60 cm), respectively, all with $1.0 < P \leq 2.0$ and at level Ⅲ, indicating slight pollution. The carrying capacity for different heavy metals in different soil layers was relatively high, belonging to the moderate capacity region. In general, the environmental quality in regard of heavy metals in the riparian soils of the Shuimo River was in a good condition. In summary, Cu and Zn are the main heavy metals causing pollution, and heavy metal pollution is affected by human activities

收稿日期: 2016-05-10

资助项目: 国家自然科学基金重点项目(41130531)

第一作者: 马辉英(1980—), 女, 回族, 新疆乌鲁木齐人, 在读博士研究生, 讲师, 主要从事污染生态学研究。E-mail: 25443766@qq.com

通信作者: 吕光辉(1963—), 男, 山东青岛人, 教授, 主要从事干旱区生态学研究。E-mail: ler@xju.edu.cn

such as factory distribution, river diversion and reservoir construction. In short, there is yet no pollution or light pollution in the riparian soils of the Shuimo River currently, the environmental quality is good.

Keywords: Shuimo River; riparian soil; heavy metal

城市水体环境作为自然和人为水体的综合环境,汇集不同来源的物质而产生的环境污染问题日益突出,环境风险日趋增加。在人们关注水体综合治理、点源污染控制的同时,河岸土壤带来的重金属等固有污染物,会随着降水冲刷以径流的形式进入水体^[1],这种环境风险的增加随之会对沿岸生态环境和人类健康构成破坏与威胁^[2]。

河岸带是陆地和水体的过渡区域,是水生系统和陆生系统物质和能量流动的交互作用区^[3]。近岸土壤一方面为两个生态系统的动植物提供营养物质,另一方面也是两者尤其是水环境中有毒有害物质(重金属)的储存处和来源^[1,4]。近年来土壤重金属污染特征研究主要包括环境容量^[5]、时空分布特征^[6]及重金属污染沿着某一环境梯度的变异等^[7]。此外,有的研究还涉及到主要污染重金属元素之间的相关分析^[2]。

干旱区城市河流在水源补给、气候调节和景观美化方面扮演重要角色。由于城市生态系统的高度工业化,导致城市河流具有很多潜在的污染源,近年来流域尺度的土壤重金属污染成为污染生态学的热点问题。作为乌鲁木齐主要水系之一的水磨河既是乌鲁木齐市重要的水源地,又承接沿岸发电、机械、化工和纺织等多家工矿企业及区域人口增长带来的工业及生活污水。水质严重恶化的水磨河对沿岸居民的生产和生活以及农业灌溉都造成了严重影响,制约着乌鲁木齐市的生态可持续发展。因此开展水磨河沿岸土壤重金属污染现状及评价的研究具有重要的现实意义。本文以水磨河为研究区,针对砷(As)、铅(Pb)、锌(Zn)、铜(Cu)、镍(Ni)、钴(Co)、铁(Fe)、锰(Mn)、铬(Cr)和钒(V)10种重金属元素,尤其对水磨河影响较大的As、Pb、Zn、Cu、Ni和Cr等6种生物毒性比较大的重金属,分析河流沿岸土壤的重金属含量特征、空间分布模式并对其进行污染评价,估算沿岸土壤的环境容量状况。研究结果可在一定程度上为城市河流的重金属污染综合防治及生态修复提供依据,并对城市工业区空间规划提供科学参考,从而促进乌鲁木齐市人居环境的和谐与健康。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

水磨河位于天山北麓,乌鲁木齐市东北部,发源于博格达山东坡和北坡的低山带,由东山水磨沟、碱泉沟及榆树沟的地下水和雪水汇集而成,流经水磨沟区、米东区,汇入塔桥湾水库,最后汇入青格达湖,主

河道自原搪瓷厂至塔桥湾水库24 km,至青格达湖36 km。流域总面积281.4 km²,流域水源保护区面积为45.7 km²^[8]。水磨河流域地势整体呈阶梯状,南高北低。水磨河自东南部向北,依次流经虹桥、七道湾、八道湾、九道湾和卡子湾等低山山脚地带后流进米东区平原区流域。流域内气候属于温带内陆干旱型气候,夏季炎热,冬季寒冷,年平均气温4.2℃,光照充足。降水稀少,年降水量200~400 mm,多年均降水量为227.9 mm,自北向南,随着海拔的上升,降水呈增加趋势^[9]。土壤主要是灰漠土,其次是棕钙土、灌溉灰漠土等^[10]。

水磨河是乌鲁木齐市水磨沟区及米东区工业生产、农业灌溉、居民用水的重要水源。上、中游是乌鲁木齐市重要的工业区,尽管如七纺、苇湖梁发电厂等大型企业已分流或迁出,但许多小型工厂仍沿河密布,废弃物、渣土无任何遮盖沿河堆放^[8];而中、下游的七道湾、米东区是重要的农灌区,主要生产粮食和蔬菜,其灌溉用水主要为水磨河河水。

1.2 样品采集与分析

以网格法(2 km×2 km),沿水磨河在河道沿岸共设置了42个土壤样点(其中30个样点为同侧河岸,对侧河岸因高墙围挡、私人建房、坡势陡急等原因仅采集到12个样点),另在每个土壤样点沿河岸垂直方向分别1,2 km处设置平行样点,共采集到80个土壤平行样点。每个样点,按土壤的垂直方向,以每20 cm深度自地表垂直往下分别采集0—20,20—40,40—60 cm共3层的土壤样品^[7]。部分样点因土壤质地及土层过于坚硬,仅采集到表层或者两层土样,每层土壤采集1 kg左右土壤样品。沿水磨河河岸共采集土壤样点122个,土壤样品数334个,采样点分布见图1。

将土壤样品去除石砾和植物根系,在室内自然风干,磨碎过10目(测定土壤pH)和100目(测定土壤重金属含量)尼龙筛。土壤样品利用快速检测及国标方法测试两种方式进行检测。对所有待测样品使用便携式X射线荧光光谱分析仪(Thermo scientific Niton_ XL3t_GOLDD分析仪,USA)进行快速检测,测试设置为90 s土壤模式,重复3次,取平均值。同时取30%待测样品进行国标方法测试,以便对X射线荧光光谱分析仪测得数据进行校准,保证其准确度。国标方法测试分为预处理和测定2个阶段。用酸溶法做预处理。准确称取0.500 0g备用样于聚四氟乙烯坩埚中,用高纯水2~3滴润湿,以HF→HNO₃→

HClO₄ 的顺序严格按用量添加;消煮样微冒白烟时,取下冷却;再加 HF→HClO₄ 消解至糊状;糊状残渣以 HNO₃ 低温溶解并洗入比色管中^[11]。预处理完成后,采用微波消解/原子荧光法(Aurora Lumina 3400 型原子荧光光谱仪,CA)测定砷(As)含量,以及火焰原子吸收分光光度法(PerkinElmer AA 900 原子吸收光谱仪,USA)测定钴(Co)、锌(Zn)、铜(Cu)、镍(Ni)和铬(Cr)等 9 种重金属元素的含量。从快速检测与国标方法检测结果对比来看,准确度在 95% 以上。韩平与陆安祥等^[12-13]曾对比了使用便携式 X 射线荧光谱仪与国标方法检测结果,取得了精度更高的结论。以上结果表明,X 射线荧光光谱分析仪的测试结果较为精确,且更加方便快捷,因此本研究全部采用该仪器所测数据进行统计分析以减少误差。

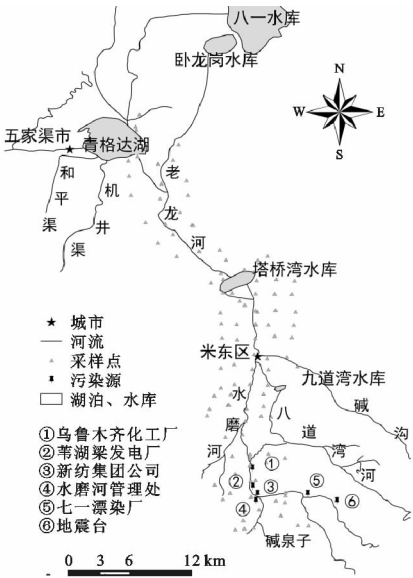


图 1 采样点分布

1.3 数据处理与统计分析

采用 ArcGIS10.0、GS+ 7.0、Surfer 11.0 进行土壤重金属的污染空间插值分析,采用 SAS 9.3、SPSS 19.0 等统计分析软件进行基础数据的整理与统计等工作。

1.3.1 评价方法 评价土壤重金属污染最常用的方法是单因子污染指数法,该方法以无量纲比较评价样品,可较好地反映各元素的污染状况^[14]。单因子污染指数计算公式为:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i}$$
 (1)

式中: P_i 为第 i 种污染物的单因子污染指数; C_i 为第 i 种污染物实测值; S_i 为第 i 种污染物的评价标准。 $P_i \leq 1$,表示未污染; $P_i > 1$ 表示已污染, P_i 值越大,则污染越严重。

为了更好地表征环境要素中最大浓度的污染物对环境质量的影响,使用内梅罗综合污染指数法对土

壤重金属进行污染评价^[15],计算公式为:

$$P = \sqrt{\frac{\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\max}^2 + \left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\text{ave}}^2}{2}}$$
 (2)

式中: P 为内梅罗综合污染指数值; $\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\max}$ 为各单项污染指数的最大值; $\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\text{ave}}$ 为各单项污染指数的平均值, C_i 、 S_i 与公式(1)相同。

依据内梅罗综合污染指数大小划定污染等级,内梅罗综合污染指数土壤污染评价分级标准见表 1。

表 1 土壤内梅罗污染指数评价标准^[16]

等级	内梅罗污染指数	污染程度
I	$P \leq 0.7$	清洁(安全)
II	$0.7 < P \leq 1.0$	尚清洁(警戒线)
III	$1.0 < P \leq 2.0$	轻度污染
IV	$2.0 < P \leq 3.0$	中度污染
V	$P > 3.0$	重污染

1.3.2 土壤环境容量系数与综合容量指数 在评价土壤重金属受污染的程度后,引入环境容量系数 C_{α} 评价其环境容量的等级^[16](在多数文献中环境容量系数以 P_i 表示,为区别单因子污染指数 P_i ,将环境容量系数设为 C_{α}),计算公式为:

$$C_{\alpha} = \frac{10^{-6} M(C_{ic} - C_{ip})}{10^{-6} M(C_{ic} - C_{ib})}$$
 (3)

式中: C_{ic} 为土壤中某种污染元素的临界含量(mg/kg); C_{ip} 为土壤中该元素的现状值(mg/kg); C_{ib} 为土壤中该元素的背景值(mg/kg)。若 $C_{ip} < C_{ib}$,则 $C_{\alpha} > 1$,即第 i 种元素在土壤中的现状值还未达到该区域土壤中第 i 种元素的背景值,表示该区域土壤对第 i 种元素还有着较高的承载力;若 $C_{ip} > C_{ic}$,则 $C_{\alpha} < 0$,即若土壤中第 i 种元素的现状值已超过其规定的临界含量值,表明土壤对第 i 种元素已经没有承载力,即 C_{α} 越小,土壤对重金属元素的承载力越低。

综合容量指数:

$$PI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_{\alpha}$$
 (4)

式中: n 为重金属元素的种类。对于多种重金属来说,若 $PI \leq 0$,表示多种重金属元素在土壤中的含量达到或超过其风险临界水平,含量超载,属无容量区;若 $0 < PI \leq 0.3$,属警戒区; $0.3 < PI \leq 0.7$,属低容量区; $0.7 < PI \leq 1$,属中容量区; $PI > 1$,表示重金属元素在土壤中的含量低于背景值,土壤很清洁,属高容量区^[16]。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属元素现状含量

由表 2 可知,水磨河沿岸土壤重金属 As、Pb、Zn、Cu、Ni、Co、Fe、Mn、Cr 和 V 含量的平均值分别为 12.74,20.07,78.33,38.58,43.97,137.83,21

450.00,539.12,53.11,112.23 mg/kg;其变异系数分别为 40%,37%,39%,29%,18%,14%,11%,1%,0.26%和 0.12%,其中以 As 变异系数最大,V 的变异系数最小。除 Mn、Cr 和 V 为弱变异,数据表现出良好的平稳特征外,其余 7 种重金属元素均属中等程度变异,说明受外界因素影响强烈。

表 2 水磨河沿岸土壤重金属含量基本统计特征值

元素	最大值/ (mg·kg ⁻¹)	最小值/ (mg·kg ⁻¹)	平均值/ (mg·kg ⁻¹)	中值/ (mg·kg ⁻¹)	标准差	峰度	偏度	变异系数/%
As	43.58	6.66	12.74	11.78	5.04	4.05	20.69	40
Pb	47.95	12.26	20.07	17.52	7.42	2.11	4.46	37
Zn	230.71	49.47	78.33	68.10	30.53	2.85	10.07	39
Cu	106.50	23.68	38.58	36.05	11.13	2.92	13.69	29
Ni	73.43	29.57	43.97	49.10	9.07	0.45	0.07	18
Co	201.01	97.40	137.83	138.28	19.06	0.63	0.46	14
Fe	28273.99	15050.85	21450.00	21615.56	2348.35	0.00	0.58	11
Mn	968.18	378.65	539.12	523.31	85.70	2.22	8.17	1
Cr	110.94	20.95	53.11	51.56	13.19	0.87	3.45	0.26
V	179.84	78.35	112.23	112.28	13.09	0.85	6.37	0.12

对水磨河沿岸 10 种土壤重金属按表层(0—20 cm)、中层(20—40 cm)和下层(40—60 cm)进行分层统计分析其含量,同时计算沿岸土壤重金属含量的平均值(表 3)。

表 3 水磨河沿岸土壤重金属分层统计

层次	As	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr	V
表层	12.69	20.60	79.07	39.01	43.58	136.72	21440	529.00	52.40	112.31
中层	12.65	19.53	78.94	37.40	44.72	137.80	21640	545.36	56.02	112.63
下层	12.89	20.10	76.98	39.34	43.62	138.97	21260	543.00	50.90	111.74
平均值	12.74	20.07	78.33	38.58	43.97	137.83	21450	539.12	53.11	112.23

由表 3 可以看出,水磨河沿岸土壤各重金属含量在土层深度上的差异较小,其总体平均含量大小依次排序为 Fe>Mn>Co>V>Zn>Cr>Ni>Cu>Pb>As,土壤各层的元素含量排序均与此相同。Fe 含量位居榜首,这与 Fe 本身在生活中分布较广,占地壳含量 4.75%,仅次于 O、Si 和 Al,丰度位居地壳含量第四一致;且 Fe 虽为重金属,但不属于污染元素,故下文中不再对土壤中 Fe 元素进行与其他元素过多的比对分析。

2.2 不同土地利用方式下土壤重金属含量及差异
不同土地利用方式下土壤重金属不仅具有不同的来源,同时土地利用方式也可改变土壤重金属现存含量特征。依据所有取样点周围环境,将水磨河沿岸依次划分为林地、农田、菜地、路旁裸地、人工草地、山地、住宅区、工厂区、入湖口、水库和排污口共 11 种土地利用类型,分别分析 11 种土地利用方式下的土壤重金属含量特征(表 4)。

表 4 水磨河沿岸不同土地利用方式下土壤重金属含量统计

土地利用方式	As	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr	V
林地	12.01	19.44	74.53	35.42	52.25	135.24	21400	543.23	51.37	112.94
农田	11.28	17.03	67.44	34.26	48.88	136.83	20880	538.91	49.26	110.56
菜地	12.15	18.01	66.46	34.12	51.63	136.46	19780	495.23	46.73	108.53
路旁裸地	12.75	21.72	79.50	41.30	49.51	142.52	22450	565.79	51.70	119.47
人工草地	27.35	20.47	72.78	49.83	57.80	165.56	24600	646.97	60.86	146.06
山地	17.98	18.42	68.20	38.50	51.25	129.28	21810	500.14	49.11	116.25
住宅区	12.04	25.56	103.17	47.88	49.36	139.79	22030	581.66	56.34	106.96
工厂区	12.35	22.68	91.00	40.30	49.87	135.58	21380	512.81	57.31	108.46
入湖口	11.38	13.42	50.29	30.29	43.08	—	17930	482.44	48.04	108.33
水库	10.82	14.52	51.90	32.36	42.64	—	19120	490.41	45.69	104.85
排污口	12.83	17.33	66.31	36.62	48.37	131.17	23150	556.16	45.11	125.38

注:表中“—”表示超出检测下限。

由表 4 可以看出,水磨河沿岸土壤 As、Cu、Ni、Mn、Cr 和 V 在人工草地中的含量均最高,Pb 和 Zn 在住宅区、工厂区和路旁裸地土壤中均具有较高的含

量,路旁裸地中土壤 Co 含量最高;而水库和入湖口土壤 As、Pb、Zn、Cu、Ni、Mn 和 V 含量最低,人为活动明显干扰着重金属在沿岸土壤分布中的含量变化。

2.3 土壤重金属元素相关分析

由表 5 可以看出,水磨河沿岸土壤重金属元素中,As 与 Cu、Fe、Cr 和 V 呈极显著正相关($P<0.01$),与 Ni

和 Mn 呈显著正相关($P<0.05$);Pb 与 Zn、Cu、Fe 和 Cr 呈极显著正相关($P<0.01$)。这在一定程度上反映了以上几种重金属的同源性与差异性。

表 5 水磨河沿岸土壤重金属元素间的相关关系

元素	As	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr	V
As	1	0.177	0.111	0.394**	0.194*	0.104	0.397**	0.224*	0.253**	0.419**
Pb		1	0.789**	0.599**	0.096	0.181	0.389**	0.128	0.362**	0.127
Zn			1	0.789**	0.114	0.324**	0.399*	0.234*	0.457**	-0.001
Cu				1	0.231*	0.385**	0.620**	0.257**	0.557**	0.290**
Ni					1	-0.005	0.291**	0.123	0.260**	0.292**
Co						1	0.417**	0.184	0.335**	0.261**
Fe							1	0.520**	0.572**	0.701**
Mn								1	0.114	0.313**
Cr									1	0.423**
V										1

注: * 表示相关系数在 0.05 水平上达到显著; ** 表示相关系数在 0.01 水平上达到极显著。

2.4 土壤重金属主成分分析

水磨河流域土壤重金属主要来源于成土母质和人类活动的影响,通过主成分分析法可以有效判别

土壤各类重金属污染的来源。运用 SPSS 19.0 软件进行主成分分析得到 3 个主要成分,统计结果见表 6 和表 7。

表 6 水磨河沿岸土壤重金属元素因子特征值

主成分	初始特征值			提取特征值		
	特征根	贡献率/%	累计贡献率/%	特征根	贡献率/%	累计贡献率/%
1	4.094	40.938	40.940	2.807	28.070	28.070
2	1.622	16.216	57.154	2.087	20.872	48.942
3	1.017	10.171	67.325	1.838	18.383	67.325

在所提取的主成分 1、2 和 3 中,特征值均大于 1,其中第 1 主成分的贡献率为 40.94%,第 2 主成分贡献率为 16.22%。第 3 主成分贡献率为 10.17%,方差累积贡献率达到 67.33%。在提取特征值后,第 1、2 主成分贡献率略有降低,第 3 主成分贡献率增加到 18.38%。

表 7 水磨河沿岸土壤重金属因子载荷矩阵

元素	初始因子载荷			旋转后因子载荷		
	1	2	3	1	2	3
As	0.492	0.380	0.199	0.105	0.286	0.577
Pb	0.652	-0.548	0.157	0.862	0.031	0.076
Zn	0.719	-0.637	0.039	0.953	0.118	-0.027
Cu	0.855	-0.278	0.074	0.801	0.315	0.268
Ni	0.355	0.316	0.658	0.124	-0.148	0.788
Co	0.505	-0.041	-0.588	0.292	0.692	-0.196
Fe	0.854	0.305	-0.141	0.359	0.705	0.465
Mn	0.461	0.298	-0.365	0.058	0.643	0.134
Cr	0.716	0.000	0.115	0.516	0.319	0.397
V	0.587	0.641	-0.037	-0.046	0.616	0.613

为了解样品中重金属元素各自所占的比例,由旋转前后因子载荷矩阵可知,在第 1 成分中具有较高载荷的 3 个元素是 Cu、Fe 和 Zn,在第 2 成分中具有较高载荷的是 V、Zn 和 Pb 3 种元素,在第 3 成分中具有较高载荷的是 Ni、Co 和 Mn。又通过旋转前后方

差累积贡献率可知,第 1 成分占较大比例,故 Cu、(Fe)和 Zn 为水磨河沿岸土壤特征重金属元素。

由水磨河沿岸土壤重金属因子负载图(图 2)可以看出,主成分 1 包含 Cu、Fe 和 Zn,主成分 2 包含 V、Zn 和 Pb,主成分 3 包含 Ni、Co 和 Mn。水磨河沿岸土壤重金属 Zn 同时存在于主成分 1 和 2 中,而土壤重金属 Cu 则同时存在于主成分 1 和 3 中,表明土壤 Zn 和 Cu 含量存在多因素控制。

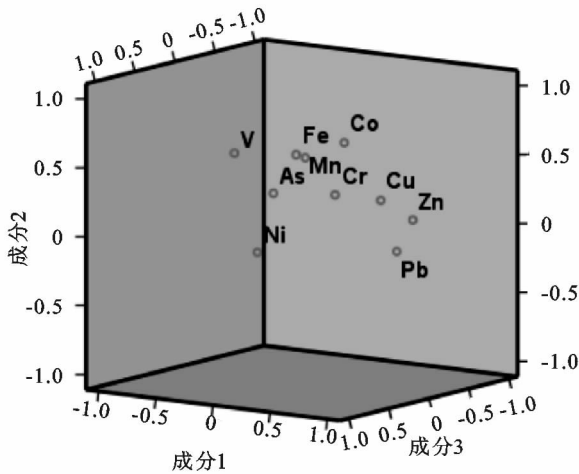


图 2 水磨河沿岸土壤重金属因子负载

2.5 土壤重金属空间分布

采用 Surfer11.0 软件中地统计模块,将研究区

所有采样点点位数据经过普通克里格法对水磨河沿岸表层土壤深度的重金属含量分别进行空间插值,对

区域化变量的未采样点进行取值,获得重金属元素含量空间分布图(图 3)。

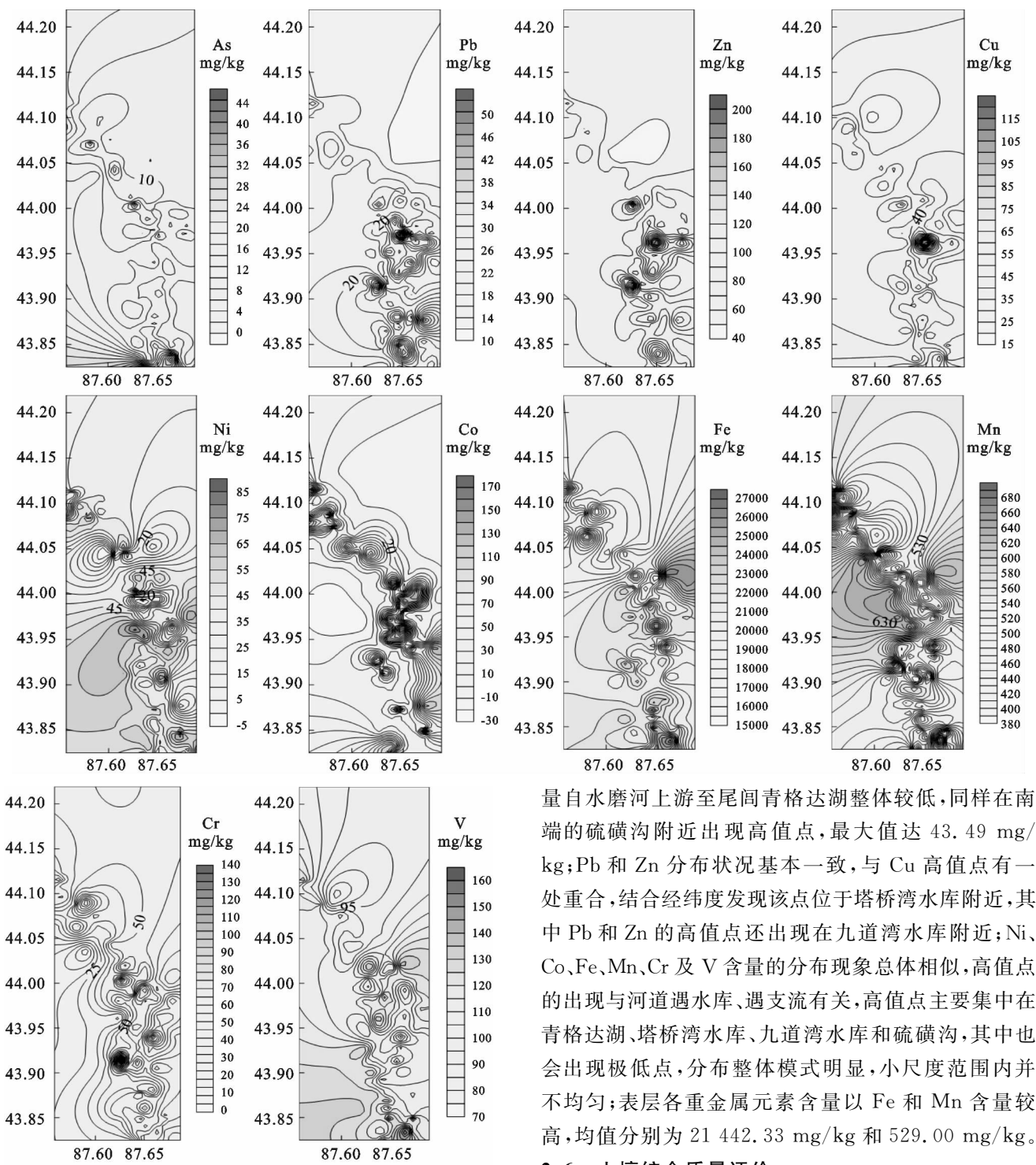


图 3 水磨河沿岸 0—20 cm 土层重金属空间分布

水磨河流经多种土壤类型,同时受环境因素以及人类活动等因素影响,其上、中、下游表现出不同的土壤重金属含量特征。结合表层重金属元素(图 3)及采样点分布图(图 1)发现,表层重金属含量分布高值点位置基本相似,主要在河流南端(上游硫磺沟附近)高值点比较集中。水磨河南端硫磺沟附近小工厂较多,是造成此河段部分重金属元素含量偏高的原因。土壤表层 As 含量较少,平均值 12.69 mg/kg,As 含

量自水磨河上游至尾间青格达湖整体较低,同样在南端的硫磺沟附近出现高值点,最大值达 43.49 mg/kg;Pb 和 Zn 分布状况基本一致,与 Cu 高值点有一处重合,结合经纬度发现该点位于塔桥湾水库附近,其中 Pb 和 Zn 的高值点还出现在九道湾水库附近;Ni、Co、Fe、Mn、Cr 及 V 含量的分布现象总体相似,高值点的出现与河道遇水库、遇支流有关,高值点主要集中在青格达湖、塔桥湾水库、九道湾水库和硫磺沟,其中也会出现极低点,分布整体模式明显,小尺度范围内并不均匀;表层各重金属元素含量以 Fe 和 Mn 含量较高,均值分别为 21 442.33 mg/kg 和 529.00 mg/kg。

2.6 土壤综合质量评价

由表 8 可知,水磨河沿岸不同土层重金属的单因子污染指数平均值均小于 1,整体表现为未污染状态,而其中有部分重金属的单因子污染指数最大值超过了 1,为污染超标状态,超标的重金属元素种类、超标个数及超标率见表 8。水田的 Cr 和 As 具有表层聚集特征,但从质量评价结果来看均没有超标,反而是旱地的 Cr 和 As 在不同土层深度出现有个别的超标样点;而元素 Ni 在不同土层深度的超标样点最多,占到 20%上下。

水磨河沿岸不同土层的内梅罗综合污染指数分别为 1.26(0—20 cm),1.20(20—40 cm),1.32(40—60 cm),介于 $1.0 < P \leq 2.0$ 之间,处于Ⅲ级,为轻度污染程度。

由表 9 可以看出,6 种重金属元素在不同土层深

度的环境容量系数 C_e 均接近 1,表示水磨河沿岸不同土层深度的土壤对这些重金属元素均有一定的承载力;从综合容量指数的结果看,不同土层深度的 PI 值也都在 $0.7 < PI \leq 1$ 区间内,属中容量区。结果表明水磨河沿岸整体土壤环境质量良好。

表 8 基于环境质量标准的土壤重金属污染评价结果

土层深度/ (样品数)	项目 (P_i)	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr (旱地)	As (旱地)	Cr (水田)	As (水田)
0—20 cm (121 个)	最大值	0.19	0.77	1.44	1.45	0.75	1.74	0.24	0.80
	最小值	0.03	0.16	0.18	0.49	0.08	0.27	0.16	0.56
	平均值	0.06	0.27	0.40	0.82	0.21	0.51	0.19	0.67
	标准差	0.02	0.10	0.13	0.33	0.08	0.22	0.04	0.12
	变异系数	0.33	0.38	0.33	0.45	0.40	0.44	0.21	0.18
	超标个数/个	0	0	1	22	0	2	0	0
	超标率/%	0	0	0.83	18.18	0	1.65	0	0
20—40 cm (109 个)	P 综				1.26				
	最大值	0.14	0.88	1.04	1.54	1.01	1.66	0.14	0.51
	最小值	0.03	0.15	0.21	0.51	0.08	0.24	0.10	0.45
	平均值	0.06	0.26	0.37	0.83	0.22	0.51	0.12	0.48
	标准差	0.02	0.13	0.13	0.32	0.11	0.21	0.03	0.04
	变异系数	0.33	0.50	0.35	0.43	0.50	0.42	0.25	0.08
	超标个数/个	0	0	1	23	1	4	0	0
40—60 cm (104 个)	超标率/%	0	0	0.92	21.10	0.92	3.67	0	0
	P 综				1.20				
	最大值	0.20	1.08	1.01	1.40	0.51	1.83	0.14	0.56
	最小值	0.03	0.08	0.19	0.51	0.07	0.22	0.08	0.50
	平均值	0.06	0.26	0.39	0.85	0.20	0.52	0.11	0.53
	标准差	0.02	0.12	0.13	0.34	0.09	0.22	0.05	0.05
	变异系数	0.33	0.46	0.33	0.47	0.45	0.42	0.45	0.04
	超标个数/个	0	1	1	21	0	3	0	0
	超标率/%	0	0.96	0.96	20.19	0	2.88	0	0
	P 综				1.32				

表 9 水磨河沿岸土壤中重金属的环境容量系数及综合容量指数

土层深度/cm	Pb	Zn	Cu	Ni	Cr (旱地)	Cr (水田)	As (旱地)	As (水田)	综合容量指数 PI (旱地)	综合容量指数 PI (水田)
0—20	0.97	0.92	0.86	0.53	0.98	0.99	0.88	0.82	0.86	0.85
20—40	0.97	0.92	0.89	0.49	0.97	0.98	0.89	0.82	0.86	0.85
40—60	0.97	0.93	0.85	0.53	0.99	0.99	0.85	0.77	0.86	0.84

3 结 论

(1)水磨河沿岸土壤重金属 As、Pb、Zn、Cu、Ni、Co、Fe、Mn、Cr 和 V 含量的平均值分别为 12.74,20.07,78.33,38.58,43.97,137.83,21450.00,539.12,53.11,112.23 mg/kg;含量排序为 $Fe > Mn > Co > V > Zn > Cr > Ni > Cu > Pb > As$,各重金属含量在土层深度上的差异较小,其中 As、Pb 和 Zn 的变异系数大于 35%,为中等变异,表明水磨河沿岸存在以上重金属污染风险。

(2)从土地利用方式来看,人为活动明显干扰着重金属在沿岸土壤分布中的含量变化,重金属元素间的相关关系为 As 与 Cu、Fe、Cr 和 V 呈极显著正相关 ($P < 0.01$),与 Ni 和 Mn 呈显著正相关 ($P < 0.05$);Pb 与 Zn、Cu、Fe 和 Cr 呈极显著正相关 ($P < 0.01$),在一定程度上反映着几种重金属的同源性与差异性;

主成分分析结果为 Cu 和 Zn 为水磨河沿岸土壤特征重金属元素;重金属因子负载图表明土壤 Cu 和 Zn 含量存在多因素控制。

(3)从重金属元素含量空间的分布图来看,表层重金属含量主要在河流南端(上游硫磺沟附近)高值点比较集中。硫磺沟附近小工厂较多,是造成此河段重金属元素含量偏高的原因。As 含量自水磨河上游至尾间青格达湖整体较低,在南端的硫磺沟附近出现高值点;Pb 和 Zn 分布状况基本一致,与 Cu 高值点有一处重合,位于塔桥湾水库附近,其中 Pb 和 Zn 的高值点还出现在九道湾水库附近;Ni、Co、Mn、Cr 及 V 含量的分布现象总体相似,高值点的出现与河道遇水库、遇支流有关,高值点主要集中在青格达湖、塔桥湾水库、九道湾水库和硫磺沟。

(4)水磨河沿岸不同土层深度重金属的单因子污染指数平均值均小于 1,整体表现为未污染状态,而其中有部分重金属的单因子污染指数最大值超过了 1,为污染超标状态。水磨河沿岸不同土层深度的内梅罗综合污染指数分别为 1.26(0—20 cm),1.20(20—40 cm),1.32(40—60 cm),介于 $1.0 < P \leq 2.0$ 之间,处于Ⅲ级,为轻度污染程度。

(5)不同土层深度对各重金属具有较高的承载力,属中容量区,水磨河沿岸整体土壤重金属环境质量良好。

参考文献:

[1] Stead-Dexter K, Ward N I. Mobility of heavy metals within freshwater sediments affected by motorway stormwater[J]. *Science of the Total Environment*, 2005,334/335:271-277.

[2] 孙海燕,万书波,李林,等.洞庭湖芦苇湿地不同水期土壤—植被重金属分布特征[J]. *水土保持学报*,2015,29(5):289-293.

[3] 李冬林,金雅琴,张纪林,等.秦淮河河岸带典型区域土壤重金属污染分析与评价[J]. *浙江农林大学学报*, 2008,25(2):228-234.

[4] 白晓慧,杨万东,陈华林,等.城市内河沉积物对水体污染修复的影响研究[J]. *环境科学学报*,2002,22(5):562-565.

[5] 夏增禄.中国土壤环境容量[M].北京:地震出版社,1992.

[6] 王幼奇,白一茹,王建宇.基于 GIS 的银川市不同功能区

土壤重金属污染评价及分布特征[J]. *环境科学*,2016,37(2):710-716.

[7] 陈召亚,刘会玲,张新星,等.不同种植年限室温土壤中铜、铅垂直分布特征[J]. *水土保持学报*,2016,30(1):321-325,330

[8] 伊力哈木,孙成林,谢东,等.水磨河流域水土保持生态建设及其效益[J]. *新疆环境保护*,2004,26(增刊):28-30.

[9] 魏敏.乌鲁木齐市水磨河水处理厂房的工程方案设计[J]. *黑龙江水利科技*,2012,40(11):113-114.

[10] 姜卉芳,王锦鹏.水磨河流域的水土流失及治理[J]. *新疆农业大学学报*,1998,21(1):23-27.

[11] 刘凤枝,刘潇威.土壤和固体废物监测分析技术[M].北京:化学工业出版社,2007.

[12] 韩平,王纪华,陆安祥,等.便携式 X 射线荧光光谱分析仪测定土壤中重金属[J]. *光谱学与光谱分析*,2012,32(3):826-829.

[13] 陆安祥,王纪华,潘立刚,等.便携式 X 射线荧光光谱测定土壤中 Cr,Cu,Zn,Pb 和 As 的研究[J]. *光谱学与光谱分析*,2010,30(10):2848-2852.

[14] 敬久旺,赵玉红,张济平,等.藏中矿区表层土壤重金属污染评价[J]. *贵州农业科学*,2011,39(7):126-128.

[15] 张连科,张花娟,黄学敏,等.包头市不同功能区土壤重金属污染评价[J]. *水土保持研究*,2016,23(2):352-356.

[16] 许芳,梁合诚,樊娟,等.福州地区农业用地土壤重金属环境容量评价[J]. *安全与环境工程*,2009,16(4):6-8.

[17] 臧振峰,南忠仁,王胜利,等.黑河中游绿洲农田土壤微量元素含量的空间分布特征[J]. *干旱区资源与环境*, 2013,27(5):190-195.

(上接第 277 页)

[22] 武天云,李凤民,钱佩源,等.利用离心法进行土壤颗粒分级[J]. *应用生态学报*,2004,15(3):477-481.

[23] 王俊华,尹睿,张华勇,等.长期定位施肥对农田土壤酶活性及其相关因素的影响[J]. *生态环境*,2007,16(1):191-196.

[24] 姜学兵,李运生,欧阳竹,等.免耕对土壤团聚体特征以及有机碳储量的影响[J]. *中国生态农业学报*,2012,20(3):270-278.

[25] 李平儒.长期不同施肥对壤土有机碳及活性碳的影响[D].陕西 杨凌:西北农林科技大学,2010.

[26] 赵满兴,周建斌,陈竹君,等.有机肥中可溶性有机碳、氮含量及其特性[J]. *生态学报*,2007,27(1):397-403.

[27] Whalen J K,Chang C. Macroaggregate characteristics in cultivated soils after 25 annual manure applications[J]. *Soil Science Society of America Journal*,2002,66(5):1637-1647.

[28] Sleutel S,Sde N,Nemeth T,et al. Effect of manure and fertilizer application on the distribution of organic carbon in different soil fractions in long-term field experiments[J]. *European Journal of Agronomy*, 2006, 25(3):280-288.

[29] Yan D,Wang D,Yang L. Long-term effect of chemical fertilizer, straw and manure on labile organic matter fractions in a paddy soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*,2000,34(2):241-243.

[30] Mrabet R,Saber N,El-Brahli A,et al. Total, particulate organic matter and structural stability of a calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco[J]. *Soil and Tillage Research*,2001,57(4):225-235.

[31] Liao Y,Wu W L,Meng F Q,et al. Increase in soil organic carbon by agricultural intensification in northern China[J]. *Biogeosciences*,2015,12(11):16497-16525.